DIE REPTILIEN DER WIENER DONAUINSEL – GRUNDLAGEN FÜR EIN ARTENHILFSPROGRAMM IN EINEM NEU GESCHAFFENEN STÄDTISCHEN NAHERHOLUNGSRAUM

ANTONIA CABELA & HANS TEUFL

Zusammenfassung

Im Rahmen eines Programmes zum Schutz und zur Förderung der Fauna und Flora auf der Wiener Donauinsel wurden seit 1993 auch die Reptilien untersucht. In der vorliegenden Arbeit werden Spektrum und Verbreitung der auf der Donauinsel heimischen Reptilienarten sowie Ergebnisse zur Populationsökologie (Bestandsentwicklung [Abb. 12, 20], Altersstruktur [Abb. 12, 21]) und zum Jahreszyklus (Abb. 14, 22, 23, Tab. 5, 11) dieser Arten präsentiert. Im abschließenden Kapitel werden die zum Schutz und zur Förderung der Kriechtiere vorgenommenen bzw. geplanten Maßnahmen vorgestellt.

Durch den Bau der Donauinsel wurde ein Überschwemmungsgebiet der Donau im Stadtgebiet von Wien zerstört. Zwei in diesem Gebiet häufige und weit verbreitete Arten, Zauneidechse und Ringelnatter, haben sich inzwischen mit einer bzw. mehreren gesicherten (Teil)Population(en) vor allem im Süden auf der Donauinsel etabliert (Abb. 1). Blindschleiche, Mauereidechse und Smaragdeidechse, die im Überschwemmungsgebiet selten waren, haben die Donauinsel nicht besiedelt. Ausnahmsweise wurden möglicherweise mit Materialtransporten verschleppte Schlingnattern, eine Äskulapnatter sowie eine von Inselbesuchern ausgesetzte Europäische Sumpfschildkröte und mehrere amerikanische Rotwangen-Schmuckschildkröten – die allesamt im Überschwemmungsgebiet nicht vorkamen – auf der Donauinsel gefunden.

Zauneidechsen sind im Untersuchungsgebiet knapp sieben Monate (von Ende März/Anfang April bis Ende Oktober/Anfang November) aktiv (Tab. 5, Abb. 14), Ringelnattern etwa siebeneinhalb Monate (von Mitte März bis Ende Oktober/Anfang November; Tab. 11, Abb. 22, 23).

Zur Sicherung und Förderung der Reptilienpopulationen werden laufend Maßnahmen gesetzt, die der Isolation der Teilbestände entgegenwirken (Schaffung von geeigneten Habitaten im näheren und weiteren Umfeld der bereits bewohnten Lebensräume zur Neubesiedelung und von Ausbreitungswegen), zur Verbesserung der Biotopqualität durch Förderung der Strukturvielfalt beitragen (künstliche Eiablagestellen, Auslichten von dichten Gehölzbeständen etc.) und die Störung von Verhaltensweisen und Lebensabläufen der Reptilien durch die Freizeitaktivitäten der Inselbesucher mindern.

Serpentes, Lacertidae, *Natrix natrix natrix*, *Lacerta agilis agilis*, Populationsgröße, Jahresaktivität, Schutzmaßnahmen, Österreich

Summary

The reptiles of the Danube Island – investigations for a species protection programme in a recently created urban recreation area.

Since 1993 the reptilian population of the Danube Island ("Donauinsel") has been monitored aiming towards the development of strategies which should improve the environmental conditions in favour of the indigenous species. Information on the distribution of the species occurring on the island are given as well as results of investigations on their population ecology (population dynamics [Fig. 12, 20], age structure [Fig. 12, 21]) and on annual rhythm (Fig. 14, 22, 23, Tab. 5, 11). In the last chapter, measures, already taken respectivly projected in order to protect and promote the reptile species of the island are presented.

When the Danube Island was constructed a flood plain area extending throughout the city of Vienna was destroyed. Only two species which were common in the former flood plain colonized the island and live there in one (*Lacerta agilis*) or more (*Natrix natrix*) strong (sub)population(s), especially in the southern part of the island (Fig. 1). Other reptiles (*Anguis fragilis, Podarcis muralis, Lacerta viridis*), which were rare in the former flood plain did not colonize the island. Occasionally, single specimens of *Coronella austriaca, Elaphe longissima, Emys orbicularis* and some *Thrachemys scripta* were found at the Danube Island. These animals were set free or brought there unintendedly.
On the Danube Island, annual activity of *L. agilis* lasts for 7 months (end of March/beginning of April until end of October/beginning of November), that of *N. natrix* lasts for 7,5 months (middle of March until end of October/beginning of November).
Measures for the protection of the indigenous reptiles focus on counteracting the isolation of the populations, improving of habitat quality by structural diversification of the environment and minimising the disturbance of the reptiles´ life cycles caused by visitors of the island.

Serpentes, Lacertidae, *Natrix natrix natrix, Lacerta agilis agilis*, population size, annual activity rhythms, conservation, Austria

1. Einleitung

Als in den siebziger und achtziger Jahren dieses Jahrhunderts die Donauinsel und das Entlastungsgerinne errichtet wurden, bedeutete dies die Zerstörung des ehemaligen Überschwemmungsgebietes, eines zwar stark anthropogen geprägten, doch überaus wertvollen naturnahen Ökosystems innerhalb der Großstadt Wien. Es war in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts im Zuge der ersten Donauregulierung entstanden (MICHLMAYR 1997). Der am linken Flussufer zwischen den Hochwasserschutzdämmen gelegene, rund 500 m breite Streifen war als einziger Bereich auf Wiener Gebiet noch der natürlichen Auendynamik unterworfen und vor allem durch Altwässer, Verlandungszonen, Auwaldbestände, Wiesen und Staudenfluren geprägt. Die bemerkenswerte Vielfalt an terrestrischen und aquatischen Lebensstätten führte zu einer großen faunistischen Formenfülle (BAUER et al. 1975).

Um die biologische Substanz des verloren gegangenen Überschwemmungsgebietes auf der Donauinsel und seine ökologische Brückenfunktion zwischen den Augebieten im Nordwesten und Südosten der Stadt zu erhalten, werden Gestaltungs- und Pflegemaßnahmen auf der Insel unter Einbeziehung verschiedener biologischer Fachdisziplinen vorgenommen (GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993, GOLDSCHMID 1997). In diesem Programm wird seit 1993 auch die Kriechtierfauna der Insel untersucht (CABELA & TEUFL 1994, 1996, 1997, 1998a, 1998b, CABELA et al. 1995). Vorrangiges Ziel dieser Studien ist es, Maßnahmen zur Stabilisierung und Förderung der Bestände zu entwickeln und die dafür notwendigen Grundlagen zu erarbeiten.

Nur in wenigen Publikationen finden sich Hinweise zur Kriechtierfauna des ehemaligen Inundationsgebietes. Aus den Arbeiten von WERNER (1897), MARIANI (1935), PRIESTER (1939) und BAUER et al. (1975) lässt sich aber dennoch eine einigermaßen repräsentative Faunenliste zusammenstellen. Alles in allem wurden fünf Reptilienarten als Bewohner des Überschwemmungsgebietes erwähnt. Zauneidechse (*Lacerta agilis*) und Ringelnatter (*Natrix natrix*) waren

weit verbreitet und recht häufig, Blindschleiche (*Angius fragilis*), Smaragdeidechse (*Lacerta viridis*) und Mauereidechse (*Podarcis muralis*) dürften eher selten, möglicherweise nur an einzelnen mikroklimatisch und strukturell speziell geeigneten Stellen vorgekommen sein. Schlingnatter (*Coronella austriaca*), Würfelnatter (*Natrix tessellata*) und Äskulapnatter (*Elaphe longissima*) wurden aus dem Überschwemmungsgebiet zwar nie dokumentiert, finden sich aber in den Donauauen in und um Wien (TIEDEMANN 1990a, CABELA et al. 1997).

2. Das Untersuchungsgebiet

Baugeschichte, ökologische Gegebenheiten sowie Gestaltungs- und Pflegemaßnahmen auf der Donauinsel sind Gegenstand einer Reihe von Untersuchungen und zusammenfassenden Darstellungen (z. B. BRANDENBURG & KUGLER 1989, GOLDSCHMID & GRÖTZER 1993, GOLDSCHMID 1997, MICHLMAYR 1997). Wir beschränken uns hier auf die Zusammenfassung der für das Auftreten von Reptilien wesentlichen Fakten:

Die Donauinsel erstreckt sich auf einer Länge von 21 km als meist etwa 200 m breites Band vom Nordwesten nach Südosten quer durch das gesamte Stadtgebiet von Wien (Abb. 1). Die Hauptexpositionsrichtungen sind somit Südwest (Donauufer) und Nordost (Ufer zum Entlastungsgerinne). Die mit Aushubmaterial aus dem Überschwemmungsgebiet aufgeschüttete Insel ist – mit Ausnahme weniger Uferabschnitte – dem Einfluss der Donau weitgehend entzogen und unterscheidet sich somit deutlich vom dynamischen Austandort des Überschwemmungsgebietes. Die wenigen Stellen, wo Teile des Inundationsgebietes erhalten und in die Donauinsel eingebunden wurden, zählen (Toter Grund) bzw. zählten (die im Herbst 1992 teilweise gerodeten Altbaumbestände am Donauufer im Süden der Insel) zu den artenreichsten und ökologisch wertvollsten Gebieten der Insel. Das höher gelegene, überschwemmungssichere Inselplateau ist durch seinen Bodenaufbau (Schotter, Ausand) und die häufigen starken Winde extrem trocken. In Bereichen mit höherer Humusauflage haben sich allerdings im Laufe der Jahre stellenweise Wäldchen entwickelt, wodurch sich mancherorts allmählich etwas feuchtere mikroklimatische Verhältnisse einstellen sollten.

Aufgrund unterschiedlicher Gestaltungsformen und Nutzungsintensitäten sind auf der Insel drei Abschnitte zu unterscheiden: Der Nordteil (Einlaufbauwerk bis Floridsdorfer Brücke; Neue-Donau-Km 21,5–15,2) ist im Wesentlichen durch ausgedehnte Wiesenflächen und ebensolche Gehölzpflanzungen geprägt. Der Mittelteil (Floridsdorfer Brücke bis Reichsbrücke; Neue-Donau-Km 15,2–12,4) unterliegt extrem hohem Besucherdruck, hier werden die Grünflächen gärtnerisch gestaltet. Der im Vergleich zum Norden kleinräumiger strukturierte Südteil (stromabwärts der Reichsbrücke; Neue-Donau-Km 12,4–0,0) zeigt das naturnächste Erscheinungsbild, die pflegenden Eingriffe sind hier weitgehend auf Maßnahmen zum Erhalt der Strukturvielfalt beschränkt. Neben kleineren und größeren Wiesen und Gehölzflächen bilden hier auch ausgedehnte Staudenfluren prägende Elemente der Pflanzendecke. Nord- und Südteil der Insel stehen der Bevölkerung zur extensiven Nutzung zur Verfügung und eignen sich daher für gezielte Maßnahmen zum Schutz bedrohter Tier- und Pflanzenarten besser als der Mittelteil. Besondere Bedeutung kommt dabei dem Toten Grund, einem Altwasserbereich im Süden der Insel, zu, wo noch verhältnismäßig ausgedehnte, vom Wasserstand der Neuen Donau beeinflusste Altbaumbestände aus dem Inundationsgebiet verblieben sind (Abb. 2, 3 und 4).

Abb. 1: Plan der Donauinsel und Verbreitung der Reptilien im Untersuchungsgebiet.
Rot = Fundorte von Zauneidechsen, dunkelblau = Fundorte von Ringelnattern; die Größe der Signaturen entspricht der Gesamtzahl der von 1993 bis 1998 registrierten Beobachtungen von einzelnen Tieren: • = Einzelfund, • = 2–10 Beobachtungen, • = 11–50 Beobachtungen, • = 51–100 Beobachtungen, = über 100 Beobachtungen.

Map of the "Donauinsel" (Danube Island) showing the distribution of Grass Snakes (*Natrix natrix* – dark blue) and Sand Lizards (*Lacerta agilis* – red) in the area. The size of the symbols indicates the total number of observations from 1993 to 1998: • = single observation, • = 2–10 observations, • = 11–50 observations, • = 51–100 observations, = more than 100 observations.





Abb. 3: Seit einigen Jahren sorgen Biber für Sonneninseln an den Ufern des Toten Grundes. Ihre Fraßspuren sind rund um das Altwasser zu sehen. Foto: E. Cabela

Since several years beavers provide sunny spots at the banks of the "Toter Grund". Their feeding traces are to be seen all around the oxbow.

Abb. 2: Der aus dem ehemaligen Überschwemmungsgebiet in die Donauinsel integrierte Altarmrest „Toter Grund" vermittelt mit seinen prächtigen alten Bäumen noch den Eindruck eines intakten Augewässers. Foto: E. Cabela

The "Toter Grund" oxbow is a relict of the former floodplains in Vienna. Its splendid growth of old trees represents the original vegetation of this area prior to the construction of the island.

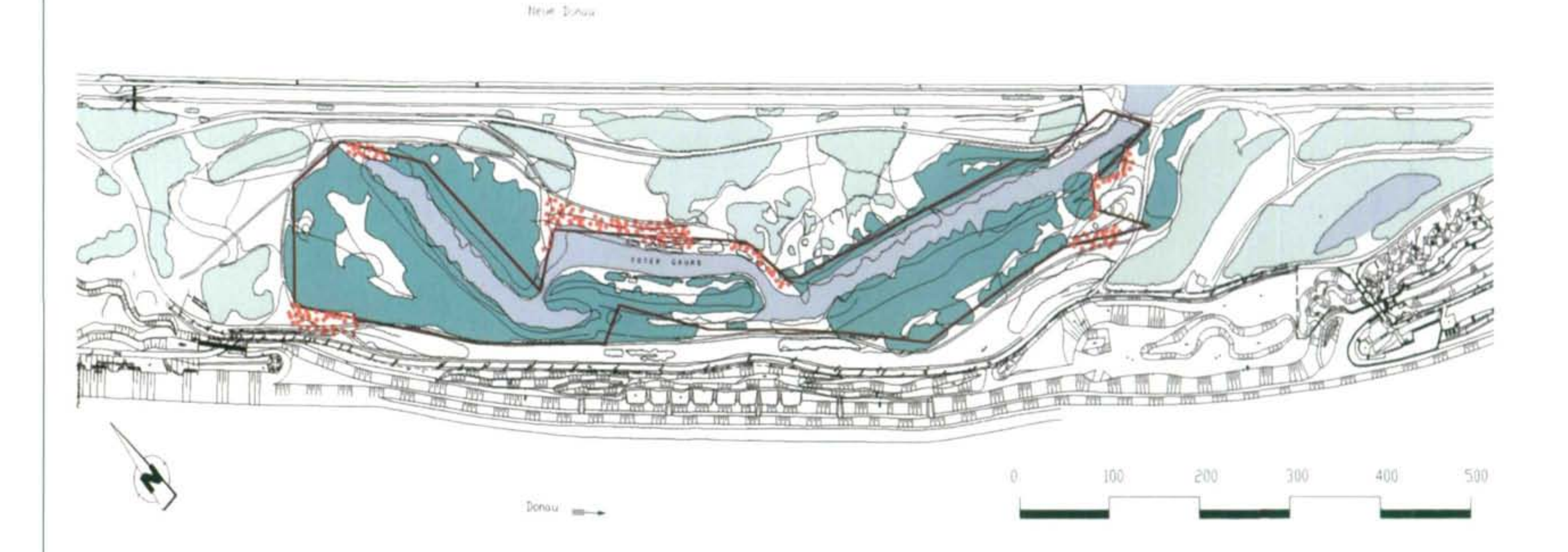




Abbildung 1. Plangrundlage DonauConsult, Sommer 1997

Abb. 4: Vegetation und Strukturen im Gebiet um den Toten Grund.
blau = Gewässer auf der Donauinsel, dunkelgrün = ursprünglicher Auwald, hellgrün = Gehölzpflanzungen auf trockenen Böschungen und Schüttungsflächen, rotbraun = Begehungsstrecke der Linientaxierung, orange punktiert = wichtige Zauneidechsenlebensräume.

Vegetation and structures at the „Toter Grund" area. blue = water bodies within the „Donauinsel"; dark green = old trees, relicts of the original vegetation in the former floodplain; light green = plantations of hedges, shrubs and coppices mainly on dry soil; brown line = path on transect sampling; orange dotted fields = main habitats of Sand Lizards (*Lacerta agilis*).



Kleinere und größere offene Bereiche sind dort mit Wiesen bzw. dichten Staudenfluren bewachsen. Das Altwasser mit seinem näheren Umfeld befindet sich in einer Senke, wodurch das Gebiet vor den auf der Insel sehr häufigen NW-Winden gut geschützt ist.

Mit Ausnahme zweier Altarmreste der Donau (Toter Grund, Zinkerbachl), die erhalten wurden, sind alle Feuchtbiotope auf der Insel künstlichen Ursprungs. Durch Bodensenkung und -verdichtung entstanden im Nordteil der Insel der ca. 1.500 m² große Endelteich und im Mittelteil die Hubschrauberlacke. Andere Gewässer wurden als Elemente eines Biotopverbundsystems künstlich angelegt: Während der ursprünglichen Inselerrichtung zwei kleinere Tümpel (Nordtümpel, Kreimellacke) und der Hüttenteich, 1988 der Schwalbenteich (ca. 1,5 ha) und 1990 der Tritonteich (ca. 2 ha) im Südteil, 1994 wurden drei kleinere Folienteiche (Feldteich, Kirschenteich, Wiesenteich; je ca. 20 m²) im Nordteil gebaut. An allen diesen Gewässern haben sich innerhalb kurzer Zeit Amphibien angesiedelt, mehrere beherbergen auch eine individuenstarke Fischfauna (CHOVANEC et al. 1993, HÖDL et al. 1997, persönl. Beobachtungen).

Fische und Frösche (v. a. Seefrösche, *Rana ridibunda*) sind auch am Entlastungsgerinne, letztere insbesondere an einigen nicht mit Blockwurf befestigten Flachwasserzonen im Süd- und Nordteil der Insel, regelmäßig anzutreffen (persönl. Beobachtungen).

Der spaltenreiche, schütter mit Gehölzen, Kratzbeeren (*Rubus caesius* agg.) und Ähnlichem überwachsene Blockwurf aus Wasserbausteinen, mit dem ursprünglich das gesamte Donauufer befestigt war, bildete im Mittelteil der Insel den einzigen der Intensivpflege entzogenen Bereich. Im Südteil stand noch ein vom Inundationsgebiet erhaltener, reich strukturierter Auwaldrest. An den stellenweise vorgelagerten Schotterbänken waren bei Niederwasser Jungfischschwärme festzustellen. Die Errichtung der Staustufe Freudenau (1992 bis 1997) bedeutete einen tiefgreifenden Eingriff in diese Lebensräume. Durch die Entfernung der Vegetation und die umfangreichen Erdbewegungen wurde das Donauufer oberhalb der Staumauer vorübergehend für Reptilien unbewohnbar. Ausgehend von den ungestörten älteren Lebensräumen sollte aber eine relativ rasche Besiedelung der nach ökologischen Gesichtspunkten mit Buchten, Nebengerinnen und Tümpelketten ausgestalteten neuen Uferstrukturen möglich sein. Im Rahmen eines Monitoringprogrammes wird die Entwicklung der Fauna und Flora in diesen Bereichen während der ersten vier Jahre (1998 bis 2001) untersucht.

Von großer Bedeutung für den Aktivitätsrhythmus von Reptilien innerhalb eines Jahres ist der Verlauf der Witterung. Abbildung 5 gibt daher einen Überblick über die wichtigsten Wetterdaten während des bisherigen Untersuchungszeitraumes (Hohe Warte Wien, Bundesanstalt für Meteorologie und Geodynamik).

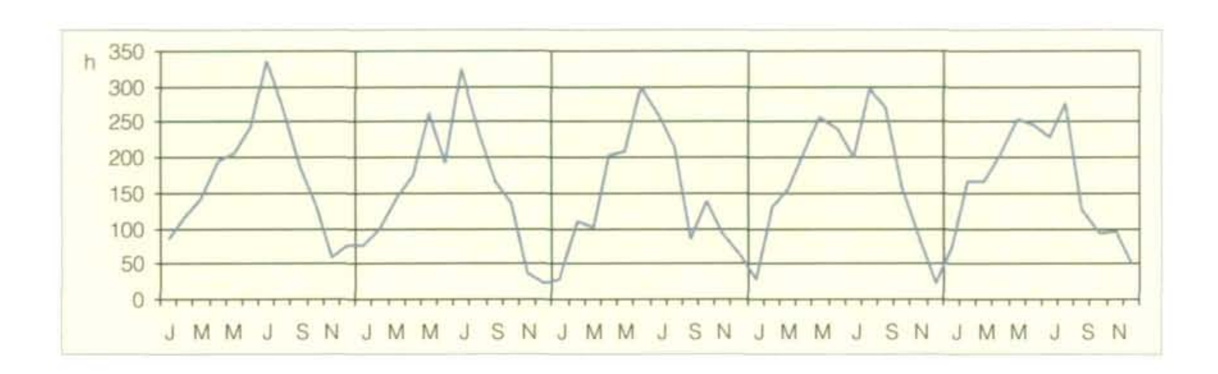
3. Methoden

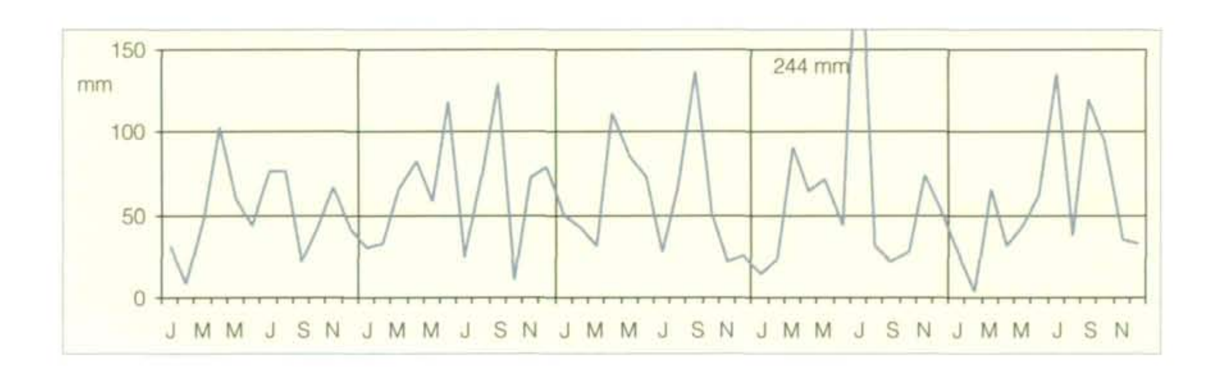
Zur Erhebung der Reptilienfauna wurden auf der Donauinsel seit 1993 Begehungen durchgeführt. Den Zielvorgaben entsprechend waren aber in den einzelnen Untersuchungsjahren schwerpunktmäßig verschiedene Fragestellungen zu bearbeiten. Die in der Tabelle 1 mit Stern (*) markierten Fragestellungen werden in der vorliegenden Arbeit näher behandelt.

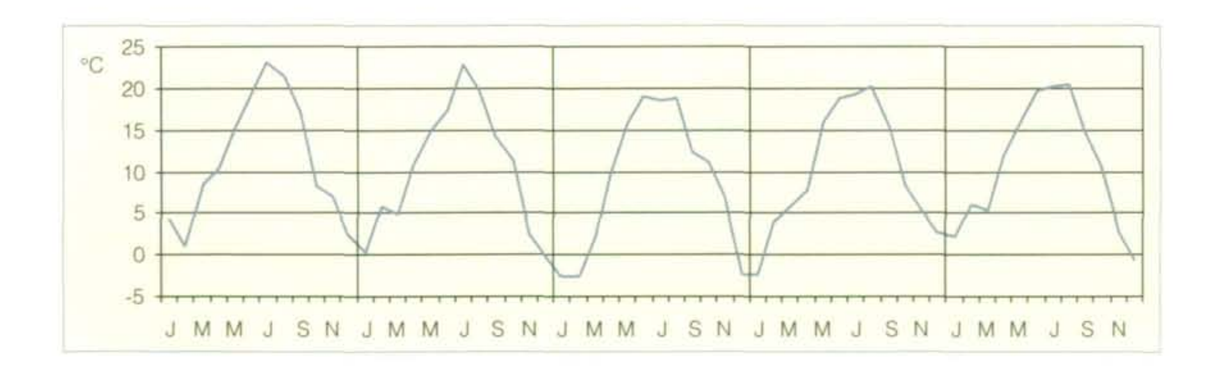
Im Jahr 1993 wurde die gesamte Insel flächendeckend kartiert. In den anschließenden Jahren 1994 und 1995 konzentrierten sich die Arbeiten auf die bekannten Reptilienlebensräume und

Abb. 5: Darstellung der Summe der monatlichen Sonnenscheinstunden (h) und Niederschlagsmengen (mm) sowie der Monatsmittel der Temperatur (°C) in den Untersuchungsjahren 1994 bis 1998. Werte gemessen auf der Hohen Warte in Wien, Bundesanstalt für Meteorologie und Geodynamik.

Monthly number of sunshine hours (h), precipitation (mm) and mean temperatures (°C) from 1994 to 1998. Measurements taken at Hohe Warte, Vienna, Federal Bureau for Meteorology and Geodynamics.







auf Standorte, die im Vorjahr als besonders reptiliengerecht beurteilt worden waren (CABELA & TEUFL 1994); deshalb wurden insbesondere die Bestände im Umfeld der großen Inselgewässer (Endelteich, Tritonteich, Toter Grund und Schwalbenteich) kontrolliert. Die einzelnen Untersuchungsbereiche wurden während der Jahresaktivitätsperiode der Reptilien regelmäßig, von wenigen Ausnahmen abgesehen, mindestens zweimal pro Monat bei Wetterlagen begangen, die eine Reptilienaktivität erwarten ließen. Ab 1996 wurde mit besonderer Aufmerksamkeit die Wiederbesiedelung des Donauufers verfolgt, während der Schwalbenteich und der Endelteich nicht mehr so regelmäßig aufgesucht wurden (Tab. 2). Der Endelteich nimmt hinsichtlich der Erhebungsintensität eine Sonderstellung ein: Er wurde 1993 täglich, allerdings wegen anderer terminlicher Prioritäten (Kontrollen am Amphibienzaun), zu den für Reptilienbeobachtungen eher ungünstigen frühen Morgenstunden besucht; außerdem war das Beobachten und Fangen von Ringelnattern bis Ende 1997, so lange der Teich umzäunt war, gegenüber den anderen Standorten wesentlich erleichtert (vgl. WIENER & CABELA 1997).

Alle während der Begehungen gesichteten Reptilien wurden registriert, wobei Angaben zu Fundort, Fundzeit, Aktivität, Besonderheiten der Zeichnung und Färbung und – wenn eindeutig möglich – zum Entwicklungsstand sowie Geschlecht aufgenommen wurden. In den Jahren 1994 und 1995 wurden auch detaillierte Daten zur Habitatwahl durch Zauneidechsen und Ringelnattern erhoben (CABELA et al. 1995).

Zauneidechsen wurden in der Regel nicht gefangen. Die Geschlechtsbestimmung ist im Feld bei Adulten dieser Art anhand von Färbungsmerkmalen (grüne Körper- und Kopfseiten der Männchen), die allerdings nach der Paarungszeit an Deutlichkeit abnehmen, möglich (ELBING et al. 1996). Das Geschlecht von Ringelnattern, die nicht gefangen werden konnten, wurde anhand von Körperproportionen, Färbungsmerkmalen (Männchen sind kleiner und zierlicher, sie besitzen einen relativ längeren Schwanz, die Mondflecken älterer Weibchen tendieren zum Verblassen) und geschlechtsspezifischen Aktivitäten beurteilt. Bei gefangenen Schlangen wurden die Ausbildung der Schwanzbasis (bei Männchen durch die eingestülpten Hemipenes

Tab. 1: Arbeitsschwerpunkte (+) in den einzelnen Untersuchungsjahren.
In der vorliegenden Arbeit werden nur die mit Stern (*) gekennzeichneten Fragestellungen näher behandelt.

Focal points of investigation (+) in the various years.
In the present paper only items marked by asterisk (*) are treated in detail.

	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Verteilung von reptiliengerechten Landschaftselementen	+					
Artenspektrum*	+	+				
Verbreitung der vorkommenden Arten*	+	+				
Gefährdungsfaktoren, Förderungsmaßnahmen, Erfolgskontrolle*	+	+	+	+	+	+
Neubesiedelung des Donauufers durch Amphibien und Reptilien				+	+	+
Ökologie der **Ringelnatter** und der **Zauneidechse**:						
Bestandsgrößen und -entwicklung*		+	+	+	+	
Geschlechterverhältnis*		+	+	+	+	
Altersstruktur*		+	+	+	+	
Aktionsräume, Wanderungen		+	+	+	+	
Ernährung						
Wachstum						
Habitatwahl		+	+			
Jahresaktivität*		+	+	+	+	+

deutlich verdickt) und die Anzahl der Subcaudalschuppen (SC, bei Männchen höher) berücksichtigt, zwei Merkmale, die bereits bei Jungtieren zuverlässige Aussagen ermöglichen (Kabisch 1999). Wenn das Geschlecht ausschließlich anhand der SC-Anzahl zu ermitteln war, wurden Schlangen mit 60 oder weniger SC als Weibchen, solche mit 70 oder mehr SC als Männchen registriert (vgl. Mertens 1947, Waitzmann & Sandmaier 1990), ansonsten blieb das Geschlecht unbestimmt.

Zur Bestimmung des Entwicklungsstandes von Zauneidechsen wurden deren Kopf-Rumpf-Längen (KRL) geschätzt: juvenil (Tiere vor der ersten Überwinterung, gelegentlich noch im auf das Eiablagejahr folgenden Frühjahr): KRL <= 40 mm; subadult (noch nicht geschlechtsreife Tiere nach der ersten Überwinterung): KRL = 40–55 mm; adult (geschlechtsreif): KRL > 55 mm (in Anlehnung an Rahmel & Meyer 1987, 1988, Elbing et al. 1996). Bei nicht gefangenen Ringelnattern wurde die Gesamtlänge (GL) taxiert: juvenil: GL <= 25 cm; subadult: GL = 26–50 cm; adult: GL > 50 cm (vgl. Kabisch 1999 und darin zitierte Literatur).

Zur Berechnung der Populationsgröße und anderer biologischer Parameter, wie Wachstum, Mobilität etc., wurde bei Ringelnattern die Fang-Wiederfang-Methode eingesetzt (Dunham et al. 1988, Donnely & Guyer 1994). Die Schlangen wurden für die individuelle Registrierung in einer Fotobox mit Schaumgummi fixiert, durch den gläsernen Boden der Box kann die Unterseite des Tieres aufgenommen werden (Abb. 6; Quinn 1974). Die während des ganzen Lebens der Schlange unveränderliche Ventralzeichnung erlaubt den Einsatz dieser für das Tier gegenüber den sonst üblichen Markierungsmethoden schonenden Technik (Abb. 7; Kühnel 1991, Eckstein 1993a, Nagy 1999). Bei den gefangenen Schlangen wurden Gewicht, Längenmaße (Kopf-Rumpf-Länge, Schwanzlänge) und die Anzahl der Subcaudalia aufgenommen.

Tab. 2: Jährliche und monatliche Verteilung der Begehungstage (1994–1998) auf der Donauinsel insgesamt und Anzahl der Begehungen der einzelnen großen Inselgewässer.

Annual and monthly distribution of field days spent on all of the "Donauinsel" and number of transact walks around the various water bodies of the island.

	Endelteich	Tritonteich	Toter Grund	Schwalbenteich	DONAUINSEL
Jänner	0	0	0	0	0
Februar	0	3	1	0	5
März	9	21	19	8	35
April	18	30	30	16	57
Mai	31	25	27	21	54
Juni	24	22	36	18	56
Juli	14	18	23	10	41
August	17	22	36	22	57
September	17	16	25	15	40
Oktober	5	10	18	9	25
November	2	6	7	3	10
Dezember	0	0	0	0	0
SUMME / SUM	137	173	222	122	380
1994	64	26	54	46	98
1995	39	63	56	41	86
1996	20	22	39	19	46
1997	8	34	49	8	74
1998	6	28	24	8	76

Die Längen wurden mit einem am Arbeitstisch fixierten Maßband gemessen, an das die entspannte Schlange ohne gewaltsame Dehnung angelegt wurde (vgl. z. B. LENZ & GRUSCHWITZ 1993). Die Gewichte wurden am Endelteich mit einer elektronischen Präzisionswaage (Fa. Sartorius, 1002 MP9), sonst mit einer Präzisionsfederwaage festgestellt, wobei auf eine erzwungene Entleerung des Mageninhaltes verzichtet wurde. Wurden trotzdem Beutetiere ausgewürgt, wurden die Gewichtswerte ohne Beute verwendet.

Die Zauneidechsen wurden nicht individuell erfasst. Die Auswertungen beruhen bei dieser Art auf Zählung der während der Begehungen beobachteten Tiere. Ein (relatives) Maß für die Größe und Entwicklung ihrer Bestände wurde am Toten Grund mittels Linientaxierung gewonnen (CRUMP & SCOTT 1994). Die Zählungen erfolgten entlang einer festgelegten, ab 1994 regelmäßig (2 bis 10-mal je Untersuchungsmonat) begangenen, 2,4 km langen Strecke, die durch sämtliche am Toten Grund vertretenen Bewuchstypen führt. Dabei wurde ein etwa 10 m breiter Streifen längs eines rund um das Altwasser führenden Pfades langsam gehend gründlich abgesucht. Bei der verhältnismäßig geringen Mobilität der Art (z. B. JABLOKOW et al. 1980, RAHMEL & MAYER 1988) und der Lage der Begehungsstrecke (Abb. 2) sind Mehrfachzählungen beim selben Rundgang weitgehend auszuschließen. Die Vergleichbarkeit

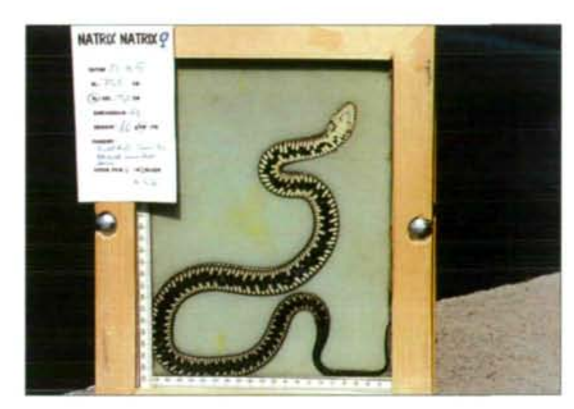


Abb. 6: Um Fotografien der Bauchseite anzufertigen, werden die Ringelnattern in einer Fotobox fixiert. Foto: H. Teufl

Grass Snakes (*Natrix natrix*) were fixed in an squeeze box for taking photographs of their ventral side.



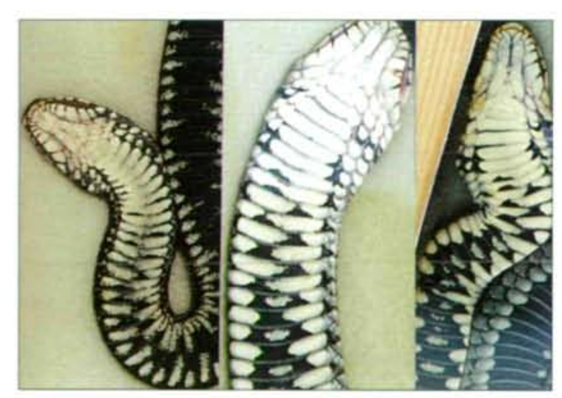


Abb. 7a (links), b (rechts): Anhand der Zeichnung der Bauchseite können Ringelnattern individuell unterschieden werden (Fangdatum und individuelle Kenn-Nummer der abgebildeten Schlangen:
Abb. 7a: 23.5.1995 – Nr. 93000; 29.4.1997 – Nr. 94077; 24.5.1995 – Nr. 94117;
Abb. 7b: 6.5.1996 – Nr. 96225; 27.6.1996 – Nr. 96236; 31.3.1999 – Nr. 96236).

Photographs of the ventral pattern of Grass Snakes (*Natrix natrix*) are used for individual identification. Date of capture and registration number of each individual are given above.

der Zählergebnisse ist gewährleistet, weil sämtliche Begehungen von derselben Person (H. TEUFL) durchgeführt wurden (TAYLOR & WINDER 1997).

Datengrundlagen: Im Jahr 1993 wurden nur am Endelteich systematisch Bestandsdaten erhoben. Bei 46 protokollierten Ringelnatterbeobachtungen gelang es 44-mal, die Schlangen zu fangen, dabei misslangen zwei Fotografien; diese Tiere werden in der Regel als Einzelindividuen behandelt, bleiben jedoch bei Fang-Wiederfang-Analysen unberücksichtigt. Die Kriechtierbeobachtungen auf der restlichen Insel hatten weitgehend episodischen Charakter.

In den Jahren 1994–1998 wurden insgesamt 380 Feldtage auf der Donauinsel verbracht (Tab. 2), an 224 Tagen wurden Ringelnattern, an 150 Tagen Zauneidechsen, an zwanzig Tagen andere Reptilien beobachtet. In diesem Zeitraum wurden Daten zu 1.208 Zauneidechsen- und 712 Ringelnatterfunden protokolliert (Tab. 3 und 6). 1993 wurden 52-mal, 1994 bis 1998 376-mal Ringelnattern gefangen, insgesamt wurden seit 1993 301 individuell unterschiedliche Ringelnattern auf der gesamten Donauinsel erfasst (Tab. 7). 1995 wurden den Gelegen zweier im Gebiet des Toten Grundes gefangener Ringelnattern Eier entnommen und bebrütet, die Daten der sieben Schlüpflinge, die am Fundort wieder ausgesetzt wurden, liegen ergänzend vor (Tab. 6, 7).

Berechnungen: Um die Heterogenität der jährlichen und monatlichen Begehungsfrequenzen (Tab. 2) auszugleichen, wurden die Zählergebnisse der Sichtungen von Reptilien für die Analyse der Jahresaktivität und der Bestandsentwicklung auf die mittlere Anzahl von fünf Begehungstagen je Begehungsmonat standardisiert [$A_{ji} = (I_{ji}/B_{ji})*5$; $M_j = {}_i\Sigma A_{ji}$; $J_i = {}_j\Sigma A_{ji}$; j = März, …, November; i = 1994, …, 1998; A_{ji} = standardisierte Anzahl der Einzelbeobachtungen im Monat-j des Jahres-i; B_{ji} = Anzahl der Begehungstage im Monat-j des Jahres-i; M_j = standardisierte Beobachtungshäufigkeit im Monat-j, J_i = standardisierte Beobachtungshäufigkeit im Jahr-i].

Tab. 3: Anzahl der in den Untersuchungsjahren 1994–1998 am Toten Grund jährlich und monatlich beobachteten Zauneidechsen (A = adulte Tiere, deren Geschlecht nicht bestimmt wurde, M = Männchen, W = Weibchen, S = subadulte Tiere, J = Jungtiere, Bd = Anzahl der Begehungstage).

Number of Sand Lizards (*Lacerta agilis*) observed per year and per month in the years 1994 - 1998 at the "Toter Grund" area (A = adults, sex not identified, M = males, W = females, S = subadults, J = juveniles, Bd = number of field days).

Jahr / year	J	S	M	W	A	TOTAL	Bd
1994	101	15	44	80	15	255	54
1995	204	30	25	47	78	384	56
1996	91	32	43	75	15	256	39
1997	27	48	45	69	24	213	48
1998	20	15	25	36	4	100	24
TOTAL	443	140	182	307	136	1208	221
Monat / month							
März	0	1	2	4	1	8	19
April	0	44	22	26	11	103	30
Mai	3	25	38	55	20	141	27
Juni	4	27	67	103	35	236	36
Juli	5	8	30	57	54	154	23
August	195	16	23	56	11	301	36
September	182	17	0	3	4	206	25
Oktober	53	2	0	3	0	58	18
November	1	0	0	0	0	1	7
TOTAL	443	140	182	307	136	1208	221

Für Ringelnattern wurden anhand der Fänge und Wiederfänge individuell verschiedener Einzeltiere die Populationsgrößen für die einzelnen Untersuchungsjahre nach zwei Methoden kalkuliert (DONNELY & GUYER 1994). Zwei Tiere, deren Fotos in der ersten Jahreshälfte 1993 am Endelteich misslangen, und sieben Jungtiere, die im August 1995 im Terrarium geschlüpft sind, bleiben dabei unberücksichtigt.

1. Der von CHAPMAN für geringe Wiederfangraten korrigierte LINCOLN-PETERSEN-Index setzt eine geschlossene Population voraus, ist aber gegenüber der Verletzung dieser Voraussetzung robust. Wegen der geringen Wiederfangraten wurden die jährlichen Beobachtungsdaten jeweils zu zwei Fangperioden (bis 31. Juni bzw. ab 1. Juli) zusammengefasst. Die Kalkulation wurde für jedes Jahr getrennt durchgeführt, wobei die in der 2. Fangperiode des jeweiligen Jahres erstmals gefangenen Jungtiere (GL < 25 cm) nicht berücksichtigt wurden: $P_i = \{[(r_i + 1)*(n_i + 1)]/(m_i + 1)\}-1$; P_i = Geschätzte Populationsgröße im Jahr-i, r_i = Anzahl der in der ersten Fangperiode des Jahres-i gefangenen Individuen, n_i = Anzahl der in der 2. Fangperiode des Jahres-i gefangenen Individuen, m_i = Anzahl der sowohl in der 1. als auch in der 2. Fangperiode des Jahres-i gefangenen Individuen.
2. Die Berechnungsmethode nach JOLLY-SEBER berücksichtigt auch Individuenverluste und -gewinne: $N_i = [M_i*(n_i + 1)]/(m_i + 1)$; $M_i = m_i + [(z_i * r_i)/y_i]$; N_i = Geschätzte Populationsgröße im Jahr-i, M_i = geschätzte Anzahl aller in der Population „markierten" Individuen im Jahr-i, n_i / r_i = Anzahl der im Jahr-i gefangenen/freigelassenen Individuen, m_i = Anzahl der vor dem Jahr-i erstmals und im Jahr-i wieder gefangenen Individuen, z_i = Anzahl der Individuen, die vor dem Jahr-i erstmals und danach wieder gefangen, aber im Jahr-i nicht gefangen wurden, y_i = Anzahl der Individuen, die im Jahr-i erstmals und danach nochmals gefangen wurden.

4. Ergebnisse und Diskussion

Trotz der massiven ökologischen Unterschiede ist die gegenwärtige Fauna der Donauinsel im Wesentlichen auf die des ehemaligen Überschwemmungsgebietes zurückzuführen. Die Inselpopulationen bauen auf Reliktbestände dieser Fauna auf. Die Besiedelung erfolgte durch Ausbreitung aus den wenigen, im ursprünglichen Zustand erhalten gebliebenen Standorten (v. a. Toter Grund). Von dort aus wurden durch Wanderungen während der 17 Jahre dauernden etappenweisen Bauarbeiten auch später entstandene, einigermaßen adäquate Habitate auf der Insel besiedelt. Demgegenüber ist der Beitrag von außerhalb der Insel später aktiv zugewanderten Tieren zum derzeitigen Reptilienbestand sicher von untergeordneter Bedeutung. Im Umfeld von Großstädten ist immer auch die Möglichkeit von unkontrollierten Aussetzungen und – besonders im gegenständlichen Fall – auch die Verschleppung mit Materialtransporten in Betracht zu ziehen.

Wie schon BAUER et al. (1975) prognostizierten, wurde durch die Errichtung der Donauinsel der Artenbestand des Überschwemmungsgebietes zum Teil vernichtet bzw. stark reduziert. Zauneidechse und Ringelnatter konnten sich aber inzwischen auf der Insel wieder etablieren. Die bodenständige Reptilienfauna ist allerdings im lokalen wie im regionalen Vergleich ausgesprochen artenarm. Außerdem wurden einige weitere Kriechtierarten vereinzelt und fallweise im Gebiet beobachtet, nämlich Schlingnatter, Äskulapnatter, Europäische Sumpfschildkröte und die in Nordamerika heimische Rotwangen-Schmuckschildkröte.

4.1 Zauneidechse – *Lacerta agilis* LINNAEUS 1758

Neben typisch gefärbten und gezeichneten Zauneidechsen (Abb. 8, 9 und 10) treten auf der Insel vereinzelt Exemplare auf, bei welchen Kopfoberseite, Rückenmitte und Oberseite der ersten Schwanzhälfte rotbraun gefärbt sind (Erythronotus-Mutante, Abb. 11). Diese Farbvariante der Zauneidechse, der aber gegenwärtig keine systematische Bedeutung zugemessen wird (RAHMEL & MAYER 1987, KORSÓS & BISCHOFF 1997), kommt fast im gesamten Verbreitungsgebiet der Art vor, allerdings mit von Osten nach Westen abnehmender Häufigkeit (BISCHOFF 1984); eine Tendenz, die auch im österreichischen Verbreitungsgebiet deutlich wird (CABELA et al. in Druck). Trotzdem kann der Anteil rotrückiger Tiere auch bei relativ eng benachbarten Populationen recht unterschiedlich sein. Während in einer Population im Marchfeld 15 % der Tiere so gefärbt waren (RAHMEL & MAYER 1987), haben wir nur dreimal derartige Exemplare auf der Donauinsel beobachten können, das sind rund 0,5 % der Funde von adulten Zauneidechsen.

4.1.1 Verbreitung

Wie im gesamten östlichen Österreich ist die Zauneidechse auch in Wien weit verbreitet. Innerhalb der Stadtgrenzen deckt sich ihr Areal weitgehend mit dem Wald- und Wiesengürtel; Lobau und Prater gehören zu den Vorkommensschwerpunkten in Wien (KOLLAR 1990, CABELA et al. 1997). Die Art war auch im ehemaligen Überschwemmungsgebiet sehr häufig (MARIANI 1935), konnte aber bisher nur den Südteil der Donauinsel wieder besiedeln (Abb. 1). Obwohl weite Bereiche – auch im Nordteil – als Lebensraum für Zauneidechsen geeignet erscheinen, sind nur vier voneinander relativ weit entfernte Vorkommen bekannt. Allein der mit Lichtungen und Gebüschgruppen durchsetzte Auwaldrest um den Toten Grund beherbergt einen größeren Bestand; an anderen Stellen, die allesamt durch die vor relativ kurzer Zeit vorgenommenen Erdbewegungen Ruderalcharakter haben, leben nur Kleinstpopulationen.



Abb. 8: Adulte weibliche Zauneidechse. Fundort: Weiler „Sieh dich für", Marchfeld (Niederösterreich). Foto: E. Cabela

Adulte female Sand Lizard (*Lacerta agilis*).

Abb. 9: Junge männliche Zauneidechse. Fundort: Toter Grund, Donauinsel (Wien). Foto: E. Cabela

Young male Sand Lizard (*Lacerta agilis*).



Abb. 10: Eidechsen besitzen die Fähigkeit als Reaktion auf äußere Reize an vorgebildeten Bruchstellen der Schwanzwirbel ihren Schwanz abzuwerfen. Der fehlende Teil wächst mehr oder weniger gut nach, wie bei diesem adulten Männchen der Zauneidechse ersichtlich. Fundort: Toter Grund, Donauinsel (Wien). Foto: F. Rathbauer

As a response to external stimuli lizards can drop of their tail at preformed fracture lines of the vertebrae. The autotomized section regenerates more or less well, as to be seen with this male adult Sand Lizard (*Lacerta agilis*).





Abb. 11: Gelegentlich kann man auch rotrückige Zauneidechsen („Erythronotus"-Mutante) auf der Donauinsel beobachten. Fundort: Rosaliengebirge, Niederösterreich. Foto: E. Cabela

Also red backed Sand Lizards (*Lacerta agilis*, mutant "erythronotus") can be found at the "Donauinsel" occasionally.

4.1.2 Bestandssituation

Das Bestandszentrum der Zauneidechse auf der Donauinsel bildet der Bereich Toter Grund. Der Aktionsraum (sensu GLANDT 1976) dieser individuenstärksten Population im Untersuchungsgebiet ist im Wesentlichen durch die Böschung, welche beim Bau der Insel um das Altwasser aufgeschüttet wurde, begrenzt. Er ist daher weitgehend auf die Wiesen und die Ränder der Gehölzgruppen in der Senke sowie auf die zur Inselmitte weisenden trockenen Hänge und ihre Oberkanten beschränkt. Außerhalb dieses Bereiches waren nur gelegentlich einzelne Eidechsen in maximal 350 m Entfernung vom nächstgelegenen Punkt dieser „Kernzone" zu beobachten.

Die Eidechsenbestände der drei anderen Fundorte auf der Insel sind wesentlich kleiner, an ihnen waren jährlich maximal sieben Beobachtungen je Standort möglich. Diese Kleinstpopulationen besiedeln bzw. besiedelten die nächste Umgebung von Schwalbenteich (etwa 2,5 km stromabwärts des Toten Grundes), Tritonteich (rund 4 km stromaufwärts des Toten Grundes) und bis 1994 von einem kleinen Altbaumbestand bei der Reichsbrücke (rund 12 km stromaufwärts des Toten Grundes). Am letztgenannten Standort wurden ab 1995 umfangreiche Baumaßnahmen vorgenommen, die zum Verschwinden der Zauneidechsen geführt haben. Am Schwalbenteich und am Tritonteich hingegen geben einzelne Jungtierfunde Hoffnung auf eine Stabilisierung der Populationen.

Als ursprünglicher Waldsteppenbewohner ist die Zauneidechse in halboffenen, extensiv genutzten Landschaften zu Hause. Sie besiedelt eine große Vielfalt an Habitaten, oft sind das

Übergangsbereiche (Randstrukturen) zwischen verschiedenen Nutzungsformen, wie naturbelassene Waldsäume, Wiesenraine, Wegböschungen, Bahndämme, Erdaufschlüsse und dergleichen. Typischerweise ist in allen diesen Habitaten die Krautschicht das prägende Stratum, daneben sind vereinzelte Gebüsch- und Feldgehölzgruppen vorhanden (BISCHOFF 1984, HOFER & GROSSENBACHER 1986, BRÜGGEMANN 1990, ELBING et al. 1996). Derartige Flächen stehen trotz Erholungsnutzung auf der Donauinsel in vielen Bereichen zur Verfügung, zumal die Zauneidechse keine weitläufigen Raumansprüche stellt (GLANDT 1979). Warum sich bisher nur im Gebiet um den Toten Grund eine größere Zauneidechsenpopulation etabliert hat, ist nicht befriedigend erklärbar. Nach GLANDT (1976) ist die Stabilität einer Population an eine Mindestansiedelungs- bzw. Ausbreitungsdichte geknüpft, was erklären soll, warum die Eidechsen an günstig erscheinenden Biotopen teils sehr häufig sind, teils aber fehlen (BISCHOFF 1984).

4.1.3 Bestandsentwicklung im Gebiet des Toten Grundes

Zur Beurteilung der Bestandsentwicklung wird die Jahressumme der während der einzelnen Begehungen gezählten Eidechsen herangezogen. Die bei der Linientaxierung erhobenen Werte geben nur die unterste Grenze der Bestandsgröße an, weil an keinem Tag sämtliche im Untersuchungsgebiet lebenden Eidechsen erfasst werden können und nur ein Ausschnitt des Toten Grundes begangen wurde. Die Werte können nur für zeitliche Vergleiche innerhalb des Untersuchungsgebietes herangezogen werden; die Feststellung der absoluten Bestandsgröße oder der Abundanz (Individuen/Fläche) hätte den Einsatz der wesentlich zeitaufwendigeren Fang-Wiederfang-Methode erfordert (vgl. z. B. ELBING et al. 1996).

Insgesamt wurden jährlich zwischen 384 (1995) und 100 (1998) Eidechsen aller Entwicklungsstadien gezählt (Tab. 3). Die Höchstzahl der an einem Begehungstag registrierten adulten und subadulten Eidechsen bewegte sich in den Untersuchungsjahren zwischen 17 (1998) und 29 (1995), an den drei erfolgreichsten Begehungstagen wurden im Mittel 14 (1998) bis 20 (1995) Tiere gesichtet (Tab. 4). Die standardisierten Zählergebnisse der Linientaxierung zeigen weder für die einzelnen Entwicklungsstufen noch summarisch einen gerichteten Trend der Bestandsentwicklung an. Am größten war der Bestand an geschlechtsreifen Eidechsen im Jahr 1996 (104 % des im ersten Untersuchungsjahr errechneten Wertes), am geringsten 1998

Tab. 4: Anzahl der jährlich an den drei erfolgreichsten Erhebungstagen am Toten Grund beobachteten adulten und subadulten Zauneidechsen.

Number of Sand Lizards (*Lacerta agilis*) observed on the three most successful field days in the various years of investigation at the "Toter Grund" area.

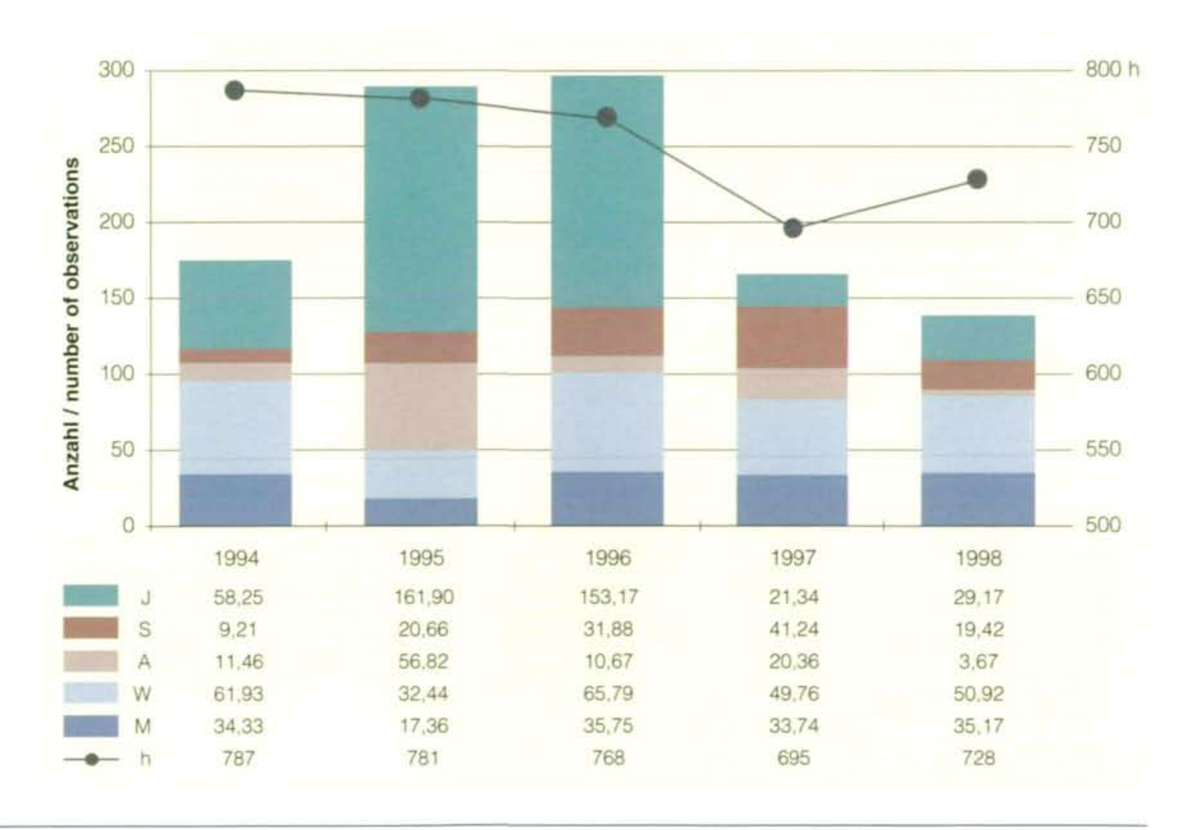
Jahr year	Datum date	Anzahl number	Datum date	Anzahl number	Datum date	Anzahl number	Mittel mean
1994	8.6	17	21.6.	13	28.6.	15	15
1995	18.7.	29	20.7.	14	26.7.	18	20
1996	9.4., 6.5.	12	11.6.	20	16.7.	12	16
1997	12.5.	15	10.6.	18	28.7.	14	16
1998	3.6.	17	29.7.	11	5.8.	13	14

(83 %). Die Anzahl der Jungtierfunde war 1995 und 1996 am höchsten und folgt im Trend annäherungsweise der Summe der Sonnenscheinstunden in der für die Eizeitigung wichtigen Zeitspanne (Mai bis Juli, Abb. 12). Die Anzahl der subadulten Tiere korreliert deutlich mit jener der Jungtiere des jeweiligen Vorjahres (Abb. 12). Dementsprechend zeigen die standardisierten und summierten jährlichen Beobachtungen große Schwankungen im Verhältnis von Adulten : Subadulten : Jungtieren: 1994 1:0,1:0,5 – 1995 1:0,2:1,5 – 1996 1:0,3:1,4 – 1997 1:0,4:0,2 – 1998 1:0,2:0,3. Diese Werte entsprechen nicht der tatsächlichen Populationsstruktur, die nur durch individuelle Kennung der Tiere hätte ermittelt werden können, sie sollen lediglich den unterschiedlichen Reproduktionserfolg in den Untersuchungsjahren verdeutlichen.

Der Zauneidechsenbestand im Bereich des Toten Grundes zeigt sich somit als weitgehend stabil mit marginalen jährlichen Unterschieden in der Anzahl von geschlechtsreifen Tieren. Nur 1998 war ein merklicher Rückgang festzustellen, was aber durchaus im normalen Schwankungsbereich der Population liegen kann (vgl. STRIJBOSCH 1988). Demgegenüber ergaben die Zählungen bei Subadulten und Jungtieren größere bzw. sehr große jährliche Differenzen; dabei

Abb. 12: Verteilung der Beobachtungshäufigkeit von Zauneidechsen am Toten Grund in den Jahren 1994 bis 1998. Zählergebnisse standardisiert auf fünf Begehungstage je Begehungsmonat (A = adulte Tiere, deren Geschlecht nicht bestimmt wurde, M = Männchen, W = Weibchen, S = subadulte Tiere, J = Jungtiere) und Summe der Sonnenscheinstunden von März bis Juli (h).

Frequency of Sand Lizard (*Lacerta agilis*) observations in the "Toter Grund" area in 1994, 1995, 1996, 1997 and 1998. Numbers of observations were standardised to five days of investigation per month (A = adults, sex not identified, M = adult males, W = adult females, S = subadults, J = juveniles) and total number of sunshine hours in Mai, June and July (h).



	1994	1995	1996	1997	1998
J	58,25	161,90	153,17	21,34	29,17
S	9,21	20,66	31,88	41,24	19,42
A	11,46	56,82	10,67	20,36	3,67
W	61,93	32,44	65,79	49,76	50,92
M	34,33	17,36	35,75	33,74	35,17
h	787	781	768	695	728

ist der offensichtliche Zusammenhang zwischen Sonnenscheinstunden im Mai, Juni und Juli und der Anzahl der jährlichen Jungtierfunde durch die starke Temperaturabhängigkeit der Eientwicklung (z. B. HOUSE & SPELLEBERG 1980, RYKENA 1988, STRIJBOSCH 1988) erklärlich. Die eminente Abnahme der Jungtiere im Jahr 1997 könnte aber auch durch die Juli-Hochwässer bedingt gewesen sein, während derer wichtige Eiablagestellen überflutet waren. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass mit dem gegenwärtigen Bestand die Kapazität dieses Lebensraumes durch Zauneidechsen weitgehend ausgelastet ist und Bestandszuwächse Expansion in Randbereiche außerhalb des unmittelbaren Toten-Grund-Areals zur Folge haben sollten, sofern diese für die Art geeignet sind. Einzelfunde vor allem juveniler Eidechsen an den in diesem Abschnitt 1996 fertiggestellten neuen Uferstrukturen der Donau unterstützen diese Annahme.

Das Untersuchungsgebiet ist geprägt durch ein Mosaik unterschiedlich feuchter und ausgesprochen trockener Standorte. Die Zauneidechsen besiedeln vornehmlich die Böschungen um das Altwasser ungeachtet ihrer Exposition; bevorzugt werden die wärmsten, sehr hellen, offenen oder leicht verbuschten Bereiche mit sandigem Untergrund (Abb. 2 und 13). Weicher wie harter Auwald, aber auch feuchte offene Flächen werden gemieden (CABELA et al. 1995). Lediglich bei sehr großer Hitze halten sich Eidechsen auch in unmittelbarer Wassernähe im hohen, dichten Gras auf, wo sie dann mikroklimatisch günstigere Bedingungen vorfinden (vgl. ELBING 1995, 1997). Dementsprechend ist die räumliche Verteilung der Echsen entlang der Begehungsstrecke in Abhängigkeit von den Standortbedingungen uneinheitlich und auch im Jahresverlauf variierend. Beispielsweise wurden am absolut erfolgreichsten Begehungstag (18.7.1995) 24 der 29 beobachteten Eidechsen auf einer verbuschten Wiese gefunden, wovon zwanzig Exemplare sich auf einer Fläche von ca. 450 m² (vermutlicher Eiablageplatz) konzentrierten. Zwei Tage später waren elf Individuen in ziemlich gleichmäßigen Abständen auf der Wiese verteilt, in der Regel waren allerdings auf diesem rund 330 m langen Begehungsabschnitt nur ein bis fünf adulte bzw. subadulte Exemplare zu sehen. Der mittlere Individualabstand mit 13,8 m, 30 m bzw. 66 m ist in diesem „optimalen" Bereich im Vergleich zu den von GLANDT (1977) an einer Mischpopulation von Zauneidechse und Waldeidechse (*Zootoca v. vivipara*) ermittelten sieben bis acht Meter sehr groß. Gegenüber 79 m, die sich nach den Angaben von MUTZ & DONTH (1996) für Adulti an einem Bahndamm im Münsterland errechnen, ist der mittlere Individualabstand der Eidechsen in diesem Abschnitt des Toten Grundes allerdings auch unter den „normalen" Verhältnissen relativ niedrig, die Abundanz daher hoch.



Abb. 13: An den blütenreichen Wiesensäumen im Gebiet des Toten Grundes finden Zauneidechsen Nahrung in ausreichender Menge. Foto: H. Teufl

At the "Toter Grund" area meadows full of flowers provide sufficient food for Sand Lizards (*Lacerta agilis*).

„Inäquale, teilweise kumulative Verteilungsmuster" und saisonal unterschiedliche Individualabstände wurden auch in anderen Zauneidechsenpopulationen festgestellt (RAHMEL & MAYER 1988, ELBING 1997 und darin zitierte Literatur).

Das nach den standardisierten Beobachtungszahlen ermittelte Geschlechterverhältnis entspricht nicht dem aus der Literatur bekannten ausgewogenen Verhältnis von 1:1 (z. B. RAHMEL & MAYER 1987) und war in allen Untersuchungsjahren zugunsten der Weibchen verschoben: Männchen:Weibchen im Mittel 1:1,7 (1,5–1,9); ein Ergebnis, das möglicherweise auf größere Mobilität und deshalb leichtere Beobachtbarkeit der Weibchen zurückzuführen ist.

4.1.4 Jahresdynamik

Ein wesentlicher bei der Planung von Managementmaßnahmen zu berücksichtigender Aspekt ist das biologisch und ökologisch relevante Verhaltensmuster der Art innerhalb ihrer jährlichen Aktivitätsperiode. Die aus dem umfangreichen Schrifttum dazu vorliegenden Daten können nicht unmittelbar auf das spezielle Untersuchungsgebiet übertragen werden, da die zeitlichen Abläufe wesentlich von Klima (geographische Breite, Höhenlage, Exposition etc.) beeinflusst werden (ELBING et al. 1996 und darin zitierte Literatur).

Abb. 14: Verteilung der Beobachtungshäufigkeit von Zauneidechsen am Toten Grund (1994 bis 1998) im Jahresverlauf. Zählergebnisse standardisiert auf fünf Begehungstage je Begehungsmonat (A = adulte Tiere, deren Geschlecht nicht bestimmt wurde, M = Männchen, W = Weibchen, S = subadulte Tiere, J = Jungtiere).

Frequency of Sand Lizard (*Lacerta agilis*) observations in the "Toter Grund" area (1994–1998). Numbers of observations were standardised to five days of investigation per month (A = adults, sex not identified, M = adult males, W = adult females, S = subadults, J = juveniles).



	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.
J	0,00	0,00	3,75	2,50	5,67	142,36	168,21	98,83	2,50
S	1,25	40,99	20,61	18,46	9,33	11,05	15,71	5,00	0,00
A	1,25	10,83	16,59	23,52	39,52	7,92	3,33	0,00	0,00
W	4,25	23,96	46,50	69,84	72,07	39,45	2,10	2,67	0,00
M	2,25	20,36	33,06	46,48	37,40	16,80	0,00	0,00	0,00

Grundsätzliche Aussagen über Aktivitätsschwerpunkte ergeben sich aus der Verteilung der Beobachtungshäufigkeiten auf die einzelnen Monate. In Abbildung 14 werden die (standardisierten) Beobachtungen der Jahre 1994 bis 1998 in Monats-Intervallen aufsummiert.

Adulte Zauneidechsen werden ab März beobachtet. Ab Mitte April nimmt ihre Anzahl rasch und stetig zu, ab August setzt ein rapider Rückgang ein, im September und Oktober sind adulte Zauneidechsen nur mehr vereinzelt zu sehen. Auch subadulte Eidechsen sind in geringer Zahl bereits ab März zu beobachten, ihre Häufigkeit steigt im April an, nimmt aber anschließend gleichmäßig bis zum Juli ab, wohl weil ein Teil der Tiere im Laufe dieser Monate die Geschlechtsreife erreicht. Von Juli bis September bleibt ihre Fundhäufigkeit annähernd konstant, im Oktober sind auch sie kaum mehr anzutreffen. Abgesehen von einzelnen sehr kleinen Tieren im Mai, die deshalb als Jungtiere klassifiziert wurden, aber wohl bereits im Vorjahr geschlüpft waren, werden die ersten Schlüpflinge im Juni und Juli beobachtet. Mit dem Schlupf der großen Masse der Gelege erhöht sich die Anzahl der Beobachtungen im August stark und erreicht das Maximum im September. Danach nimmt die Zahl zwar ab, die Häufigkeit der Jungtiere übertrifft aber noch immer jene der adulten und subadulten Tiere bei weitem. Die letzten aktiven Zauneidechsen im November sind Jungtiere.

Wie bereits erwähnt, erscheinen die ersten Zauneidechsen Ende März/Anfang April. Zwischen dem frühesten und dem spätesten ersten Beobachtungstermin liegen 29 Tage (Tab. 5). Da jeweils mehrere Tiere aktiv waren, markieren diese Daten den allgemeinen Aktivitätsbeginn der Zauneidechse im Untersuchungsgebiet, was mit den Literaturangaben für unsere Breiten (GRILLITSCH et al. 1983, KOLLAR 1990, CABELA et al. in Druck) und z. B. auch für Rheinland-Pfalz (HAHN-SIRY 1996) übereinstimmt; FRITSCH (1865) nennt allerdings den 13. April als Ersterscheinungstermin an begünstigten Lagen in Wien. Erstfunde für Ende Februar/Anfang März werden sowohl aus Österreich (CABELA et al. in Druck) als auch für Deutschland angegeben (ELBING et al. 1996). Die am 11.3.1997 gefundenen Tiere sonnten sich bei 16,5 °C bzw. 17,6 °C Lufttemperatur (im Schatten gemessen) auf abgestorbenen Pflanzenteilen, die am Sitzplatz gemessene Bodentemperatur betrug 18,0 °C bzw. 19,5 °C. Unsere Daten sprechen dafür, dass Männchen, Weibchen und subadulte Eidechsen etwa gleichzeitig die Winterquartiere verlassen (vgl. auch ELBING et al. 1996, im Gegensatz dazu DÜRIGEN 1897, SCHREIBER 1912, BISCHOFF 1984).

Für das Verlassen der Winterquartiere sind endogene Faktoren verantwortlich, sie werden aber durch die Witterungsbedingungen modifiziert (ELBING et al. 1996), was auch unsere Beobachtungen untermauern: 1995 und 1996, als die Monatsmittel der Temperatur im März bei 4,8 °C bzw. 2,0 °C lagen, erschienen die ersten Eidechsen erst im April, sonst bei Temperaturmitteln von 5,3 °C bis 8,5 °C, bereits im März (Abb. 5, Tab. 5). Kontinuierliche Zauneidechsenaktivität ist aber in allen Jahren erst ab Anfang April festzustellen. In allen Jahren nahm anschließend die Zahl an der Erdoberfläche aktiver Zauneidechsen laufend zu.

Die Paarungsaktivitäten beginnen Mitte April und dauern bis in den Mai, manchmal sogar bis in den Juni an (NULAND & STRIJBOSCH 1981, GRILLITSCH et al. 1983, BISCHOFF 1984, ELBING 1993, ELBING et al. 1996, CABELA et al. in Druck). Von der Donauinsel liegen entsprechende Beobachtungsdaten zwar nur von Anfang/Mitte Mai vor (Tab. 5), da aber die Entwicklung der Eier im Mutterleib sehr rasch vonstatten geht (ELBING et al. 1996) und wir bis in die dritte Junidekade trächtige Weibchen angetroffen haben, dürften diese Angaben auch für unser Untersuchungsgebiet gelten, zumindest was das Ende der Paarungszeit anbelangt.

Tab. 5: Vergleichende Darstellung von Daten zur Jahresaktivität der Zauneidechse in den Untersuchungsjahren 1994 bis 1998 (A = adulte Tiere, deren Geschlecht nicht bestimmt wurde, M = Männchen, W = Weibchen, S = subadulte Tiere, J = Schlüpflinge des Untersuchungsjahres; in Klammern Anzahl der beobachteten Tiere).

Comparison of data on the annual rhythm of activity of the Sand Lizard (Lacerta agilis) in the years 1994–1998 (A = adults, sex not identified, M = males, W = females, S = subadults, J = hatchlings of the current year; number of observations is given in parentheses).

	1994	1995	1996	1997	1998
Erster Fundtermin / earliest observation	M: 31.3. (1) W: 31.3. (3) S: 3.5. (1)	M: 4.4. (1) W: 25.4. (5) S: 4.4. (2)	M: 9.4. (3) W: 9.4. (3) S: 9.4. (6)	A: 11.3. (1) M: 11.3. (1) W: 5.5. (1) S: 2.4. (19)	M: 20.4. (3) W: 30.3. (1) S: 30.3. (1)
Paarung / mating	3.5. (1M+1W)			13.5. (1M+1W)	
Hoch trächtige Weibchen / highly gravid females		30.5. (1)	3.5. (1)	21.5. (2) 9.6. (1) 10.6. (5)	23.6. (3) 24.6. (1)
Weibchen kurz nach der Eiablage / females short after oviposition			16.7. (2)		
Erste Schlüpflinge / earliest hatchlings	8.6. (2) 15.6. (1) 26.7. (4)	2.8. (1) 8.8. (2)	16.7. (1)	18.8. (1) 20.8. (1)	5.8. (1)
Schlüpflinge in großer Zahl ab / appearance of hatchlings in great numbers	Anfang August / beginning of August 2.8. (9)	Mitte August / middle of August 16.8. (17)	Mitte August / middle of August 19.8. (27)	Anfang September / beginning of September 3.9. (11)	Mitte August / middle of August 19.8. (14)
Rückzug der adulten Tiere ab / beginning retreat of adults	Mitte August / middle of August	Mitte August / middle of August	Mitte August / middle of August	Mitte August / middle of August	Mitte August / middle of August
Letzter Fundtermin / latest observation	M: 31.8. (1) W: 18.10. (1) S: 21.9. (1) J: 25.10. (1)	M: 23.8. (4) W: 12.10. (1) S: 26.9. (5) J: 17.10. (2)	M: 20.8 (2) W: 20.8. (1) S: 30.9. (3) J: 4.11. (1)	M: 18.8. (2) W: 29.9. (1) S: 3.9. (1) J: 6.10. (4)	A: 25.8. (2) M: 19.8. (1) W: 18.8. (4) S: 25.8. (4) J: 21.10. (3)
Dauer der Jahresaktivität (Tage) / period of annual activity (days)	208	196	209	209	205

Die Eiablage erfolgt nach den oben angegebenen Autoren in der Regel ca. 30 Tage nach Beginn der Paarungszeit, die kürzeste Zeitspanne zwischen Paarung und Eiablage wird mit 8 bis 10 Tagen angegeben. In günstigen Jahren können sich manche Weibchen 10 bis 14 Tage nach der Eiablage ein zweites Mal paaren und ein weiteres Gelege absetzen. Mitte Juli 1996 fanden wir zwei Weibchen, deren deutlich eingefallene Flanken auf eine Eiablage kurz zuvor hindeuteten (Tab. 5). Aus dem Wiener Raum sind uns noch die Zeitpunkte 29.5. und 3.6.1999 bekannt (eigene Beobachtungen). Demnach müsste die Eiablage im Untersuchungsgebiet Mitte/Ende Mai beginnen und bis Anfang(/Mitte) Juli dauern, in der Literatur werden allerdings noch Ablagetermine bis Anfang August genannt (ELBING 1993).

Trotzdem variiert die Schlupfzeit der Jungtiere auf der Donauinsel von Jahr zu Jahr nur geringfügig. Die Hauptmasse der Jungen erscheint frühestens ab Anfang August (1994) und spätestens ab Anfang September (1997), meist aber ab Mitte August. Vor diesen Terminen sind jeweils nur wenige Junge zu sehen; drei außergewöhnlich frühe Nachweise erfolgten bereits Mitte Juni 1994. Die Termine für die Hauptschlupfzeit liegen somit im Bereich der für Österreich und Deutschland geltenden Werte (ELBING 1993, ELBING et al. 1996, HAHN-SIRY 1996, CABELA et al. in Druck). Die Dauer der Embryonalentwicklung ist bei der Zauneidechse stark temperaturabhängig (RYKENA 1988, STRIJBOSCH 1988). Auf der Donauinsel korreliert die Summe der Sonnenscheinstunden von Mai bis Juli im Trend mit dem Zeitpunkt für den Beginn der regelmäßigen Jungtierfunde in den einzelnen Jahren (Tab. 5, Abb. 12).

Rückzug in die Winterquartiere: Ab dem Zeitpunkt des Erscheinens der Jungtiere in größerer Zahl nimmt ihre Häufigkeit regelmäßig noch einige Wochen lang zu. Je nach Witterungsbedingungen – das Absinken der Temperaturen (Monatsmittel unter 10 °C, Abb. 5) scheint dabei wirksam zu sein – sind sie bis Mitte September (1994) oder aber bis Mitte Oktober (1995) noch recht häufig anzutreffen. Anschließend gehen die Beobachtungen stark zurück und nur an besonders warmen Tagen sind noch einzelne Jungtiere gelegentlich bis in den November aktiv (Tab. 5).

Die Aktivität der adulten Zauneidechsen steigt vom Verlassen der Winterverstecke bis in den Juli an, wobei Männchen im Juni, Weibchen im (Juni und) Juli am häufigsten angetroffen wurden (Abb. 14). Diese divergierenden Beobachtungshäufungen können mit der hohen Bewegungsaktivität der Männchen zur Paarungszeit bzw. der Weibchen nach der Eiablage (STRIJBOSCH 1988, ELBING 1995) in Zusammenhang stehen. In allen Untersuchungsjahren war ab Mitte August ein deutlicher Rückgang der Funde von adulten Zauneidechsen festzustellen, im September und Oktober waren sie nur mehr vereinzelt, im November nicht mehr zu sehen (Tab. 5). Vergleichbare Befunde wurden auch in anderen Untersuchungsgebieten festgestellt (z. B. GRILLITSCH et al. 1983, NICHOLSON & SPELLEBERG 1989, MUTZ & DONTH 1996) und stehen wohl mit der Abnahme der Bewegungsaktivität im Spätsommer und mit dem stationären Verhalten in der Nähe der Winterquartiere im Frühherbst in Zusammenhang (ELBING 1995, 1997). Die letzten Beobachtungstermine unterstützen die Hypothese, dass Weibchen kurz vor der Überwinterung – um Fettreserven für die Fortpflanzung im Folgejahr anlegen zu können – aktiver sind als die Männchen (ELBING 1995). Die gegenüber Jungtieren verkürzte Aktivitätsdauer der adulten Tiere ist auf ihre höhere Vorzugstemperatur zurückzuführen (BISCHOFF 1984).

Die Dauer der Jahresaktivität von Zauneidechsen aller Altersstufen ist im Untersuchungsgebiet gegenüber den höheren Berglagen Österreichs (CABELA et al. in Druck) verlängert und beträgt im Durchschnitt der Untersuchungsperiode 205 Tage, d. h. knapp 7 Monate pro Jahr (Tab. 5).

4.2 Ringelnatter – *Natrix natrix* LINNAEUS 1758

Ringelnattern treten auf der Donauinsel in so gut wie allen für die heimische Unterart (*N. n. natrix*) typischen Farb- und Zeichnungsvarianten auf (Abb. 15 und 16). Daneben fanden wir relativ häufig (17 [5,6 %] von 301 individuell erfassten Ringelnattern) stark verdunkelte bis schwarze (melanistische) Tiere, bei allen diesen Exemplaren waren aber auf der Bauchseite helle Farbelemente vorhanden (Abb. 17). Schwarzfärbung kommt bei der Ringelnatter im gesamten Verbreitungsgebiet vor, zahlreicher aber in gebirgigen Gegenden (KABISCH 1999). Auch in Österreich treten sehr dunkle Tiere und Schwärzlinge unterhalb von 300 m seltener als in höheren Lagen auf (CABELA et al. in Druck). 1992 wurde eine kleine Ringelnatter beim Toten Grund fotografiert (P. Sehnal), deren Körperoberseite mit zwei hellen Längsstreifen gezeichnet war. Bei dem zweiten Fund einer derartigen Schlange, vier Jahre später im selben Gebiet, handelte es sich um ein Männchen mit 67 cm Gesamtlänge, also möglicherweise um dasselbe Individuum (Abb. 18). Diese Färbung ist für Ringelnattern im Südosten des Artareals (Balkan, Türkei; *N. n. persa* PALLAS) typisch. Die in Ungarn (NAGY 1999), gelegentlich auch in Ost- und Südösterreich (CABELA et al. 1992, CABELA et al. in Druck) auftretenden längsgestreiften Individuen vermitteln auch räumlich zwischen der heimischen Nominatrasse (*N. n. natrix*) und der Balkanform (*N. n. persa*). Die Längsstreifung soll allerdings eine nicht ungewöhnliche Mutante innerhalb der *natrix*-Unterart sein (GÜNTHER & VÖLKL 1996).



Abb. 15: Kontrastreich gefärbte, grau-grüne männliche Ringelnatter. Fundort: Toter Grund, Donauinsel (Wien). Foto: E. Cabela

Brightly coloured greyish green male Grass Snake (*Natrix natrix*).



Abb. 16: Wenig kontrastreich gezeichnetes altes Weibchen der Ringelnatter. Fundort: Toter Grund, Donauinsel (Wien). Foto: E. Cabela

Old female Grass Snake (*Natrix natrix*) with poorly contrasted coloration.



4.2.1 Verbreitung

Die Ringelnatter ist in Österreich weit verbreitet und nur in extremen Höhen selten oder fehlend (CABELA et al. in Druck). Durch ihr vielfältiges Habitatspektrum bieten sich dieser Schlange in weiten Bereichen von Wien Lebensmöglichkeiten, die Besiedelungsschwerpunkte liegen aber an den amphibienreichen Altwässern auf beiden Donauufern in der Lobau und im Prater (CABELA 1990a). Auch im Überschwemmungsgebiet war diese Art häufig anzutreffen (MARIANI 1935). Gegenwärtig sind Ringelnattern an nahezu allen stehenden Gewässern der Donauinsel und stellenweise auch an den Ufern zur Donau und zum Entlastungsgerinne hin verbreitet (Abb. 1). Die Zentren der jeweiligen Lebensräume bilden das Gebiet um den Toten Grund (Altarm, Kreimellacke, Hüttenteich) und die drei größeren Teiche auf der Dammkrone: Schwalbenteich, Tritonteich und Endelteich. Individuenstarke Ringelnatterbestände konnten allerdings nur um den Toten Grund, der noch immer durch das ursprüngliche Altwasser und durch Auwaldreste geprägt ist, und am durch Bodenverdichtung spontan entstandenen, heute schon stark verlandenden Endelteich festgestellt werden. An den anderen Gewässern wurden zwar regelmäßig, aber insgesamt nur wenige Schlangen gesichtet, was in vermehrtem Maß auch für die Ufer der Donau und des Entlastungsgerinnes gilt.



Abb. 17: Relativ häufig sind schwarze Ringelnattern im Gebiet des Toten Grundes zu finden. Fundort: Toter Grund, Donauinsel (Wien). Foto: E. Cabela

Melanistic Grass Snake (*Natrix natrix*) captured at the "Toter Grund" area.

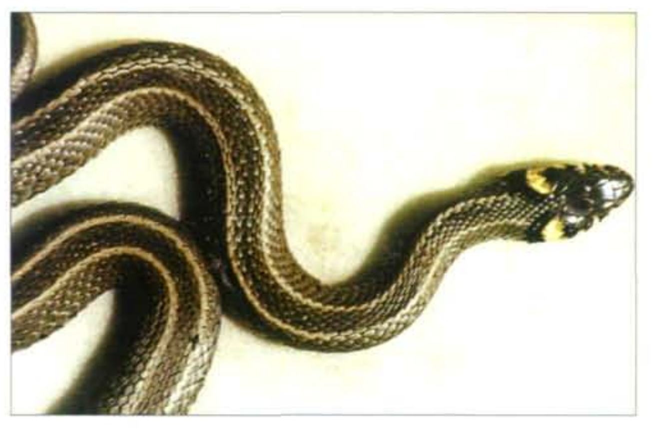




Abb. 18: Gestreifte Ringelnatter. Fundort: Toter Grund, Donauinsel (Wien). Foto: H. Teufl

Grass Snake (*Natrix natrix*) found at the "Toter Grund" area showing a bilinear dorsal stripe pattern.

4.2.2 Bestandssituation

Der größte Ringelnatterbestand auf der Donauinsel besiedelt das Areal um den Toten Grund. Wiederfunde individuell bekannter Schlangen zeigen, dass der gesamte Bereich inklusive dem Hüttenteich zum Aktionsraum dieser (Teil)Population gehört (Abb. 19). Dieser weitgehend im ursprünglichen Zustand erhaltene Teil der Donauinsel besitzt noch einen beachtlichen Altbaumbestand (Abb. 3 und 4), an den Gewässern lebt eine arten- und individuenreiche Amphibienfauna als Nahrungsgrundlage für die Nattern. Die Schlangen halten sich meist in Wassernähe auf, höher gelegenes, wasserfernes Gelände wird lediglich während Hochwasserperioden bzw. zur Eiablage und zur Überwinterung aufgesucht.

In den Jahren 1993 bis 1996 wurde der Ringelnatterbestand an dem im Norden der Insel gelegenen Endelteich erhoben (siehe dazu auch WIENER & CABELA 1997). Während der Folgejahre wurde der Teich nicht mehr systematisch kartiert (Tab. 2). Auch unter Berücksichtigung der guten Beobachtungsmöglichkeiten am Amphibienzaun erwies sich dieses relativ seichte, von einem breiten Röhrichtgürtel umsäumte, amphibienreiche Gewässer in den ersten Untersuchungsjahren als durch Ringelnattern außerordentlich dicht besiedelt.

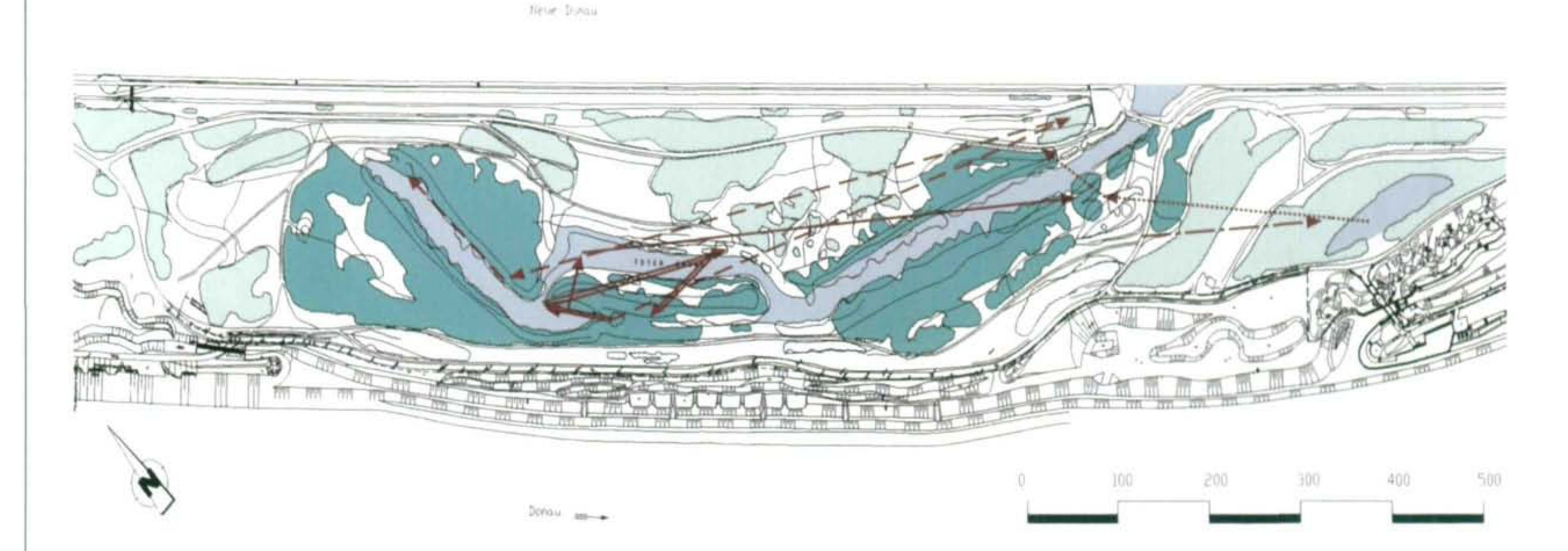
An zwei in jüngerer Zeit im Südteil der Insel angelegten, großen Teichen leben, obwohl ausreichend Nahrungsgrundlagen vorhanden sind, deutlich weniger Ringelnattern als im Gebiet des Toten Grundes und des Endelteiches. Im Umland des Schwalbenteiches, der seit seiner Errichtung vor elf Jahren (1988) zunehmend verlandet und üppig mit Rohrkolben bewachsen ist, kommen Gehölze und dichte hochwüchsige Staudenbestände auf, die das Gelände zunehmend beschatten. Im erfolgreichsten Untersuchungsjahr (1995) konnten während 41 Begehungen insgesamt nur 22-mal Ringelnattern beobachtet werden. Von 1993 bis 1998 wurden 19 individuell verschiedene Ringelnattern registriert, von denen ein 1993 gefangenes adultes Weibchen (95 cm Gesamtlänge) 1995 zweimal am Teich wieder gefunden wurde. Neben sehr großen Schlangen – das größte Weibchen maß 115 cm (KRL 94 cm) und wog 415 g – werden immer wieder auch Jungtiere im Teichgelände bzw. in dessen unmittelbarer Umgebung gefunden, so dass man annehmen kann, dass es sich hier um einen relativ kleinen, aber stabilen Bestand handelt. Das in diesem Bereich von den Bauarbeiten an der Staustufe Freudenau nicht betroffene Donauufer trägt einen Saum von alten Bäumen, die aus dem ehemaligen Überschwemmungsgebiet erhalten geblieben sind, der Blockwurf der Uferbefestigung ist bereits locker mit niederem Gehölz überwachsen. Ringelnatterfunde zwischen dem Schwalbenteich und dem Donauufer sprechen dafür, dass auch dieses Gebiet zum Aktionsraum dieser Population gehört, was allerdings nicht durch Wiederfunde individuell bekannter Schlangen belegt werden kann.

Der Tritonteich wurde vor neun Jahren (1990) fertiggestellt. Aquatische wie terrestrische Vegetation haben sich inzwischen reichlich entwickelt. Da Feuchtigkeit in der Schotteraufschüttung der Dammhöhe sehr schnell versickert, ist das Mikroklima des Umlandes ausgesprochen trocken. Jährlich konnten maximal zehn Einzelfunde von Ringelnattern (1995, 63 Begehungstage) in diesem Lebensraum registriert werden, obwohl der Teich in allen Untersuchungsjahren häufig begangen wurde (Tab. 2). 1993 bis 1998 wurden acht individuell verschiedene Nattern dokumentiert, keine Schlange wurde wieder gefunden. Der Anteil an Subadulten und Jungtieren in der Population ist im Vergleich zu den anderen Standorten auf der Insel sehr hoch (52 % der 29 Einzelfunde, 63 % der acht gefangenen Individuen). Es ist nicht möglich, den Aktionsraum des Bestandes abzugrenzen, da mehrfach Schlangen im weiteren Umfeld des

Abb. 19: Fundorte und Wanderbewegungen von fünf im Gebiet um den Toten Grund mehrfach gefangenen Ringelnattern.
Die Wanderrichtung der Schlangen wird durch Pfeile angezeigt. In der Legende werden die individuelle Kenn-Nummer der Schlange und die Fangtermine angegeben.

Migration routes of five Grass Snakes (*Natrix natrix*) at the "Toter Grund" area. Date of captures and registration number are given for each individual.

- ——— Weibchen / female Nr. 94120: 19.7.1994 – 6.5.1997 – 9.6.1998;
- — · — Weibchen / female Nr. 95148: 4.4.1995 – 2.8.1995;
- - - - - Weibchen / female Nr. 95159: 3.5.1995 – 4.11.1996 – 13.5.1997 – 20.4.1998;
- ········ Männchen / male Nr. 94069: 20.4.1994 – 19.4.1995 – 30.3.1998;
- ═══ Männchen / male Nr. 94135: 21.9.1994 – 18.10.1994 – 16.7.1995 – 15.11.1995.



unmittelbaren Teichareals gefunden wurden, deren Herkunft oder Wanderrichtung meist nicht feststellbar war. Die Ringelnatterpopulation am Tritonteich scheint demnach noch im Aufbau begriffen und in stärkerem Maße durch Zu- und Abwanderung beeinflusst zu sein.

Auf der Dammhöhe sind Schwalbenteich, Toter Grund, Tritonteich und Endelteich durch für Wassernattern wenig attraktives Gebiet von rund 2,2 km, 4 km bzw. 9,7 km Länge voneinander getrennt. Allerdings sind insbesondere bei subadulten Tieren hohe Migrationsleistungen bekannt (FELDMANN 1968, MADSEN 1984), wodurch entlang der Uferbereiche der Donauinsel zwischen den Teilpopulationen möglicherweise doch ein genetischer Austausch besteht. Vor der Umgestaltung des Donauufers war ein je nach Pegelstand der Donau mehr oder weniger breiter, durch Blockwurf befestigter Uferstreifen auch im stark frequentierten Mittelteil der Insel der Intensivpflege entzogen, wodurch er als Vernetzungskorridor fungieren konnte. Ringelnatterfunde in Teilen der südwestexponierten Böschungen und auf den Wegen zwischen den besiedelten Teichen und der Donau deuten auf Wanderungen hin (Abb. 1). Während der Gestaltungsmaßnahmen im Stauraumbereich war das Donauufer für Reptilien unbewohnbar, so dass ein Populationsaustausch nur entlang des Ufers zum Entlastungsgerinne stattfinden konnte, wo die Ringelnatter an Stellen mit einem guten Grünfroschbestand gelegentlich zu beobachten ist. Durch Wiederfunde individuell registrierter Nattern sind Wanderungen allerdings nur innerhalb der einzelnen Gewässer(komplexe) belegt.

4.2.3 Bestandsentwicklung im Gebiet des Toten Grundes

Im Untersuchungszeitraum wurden insgesamt 416 Ringelnatter-Beobachtungen gemacht. 219-mal gelang es, die Tiere zu fangen, abzüglich der Wiederfänge und zuzüglich von sieben im Terrarium geschlüpften Jungen, die am Fundort der Muttertiere ausgesetzt wurden, ergibt sich daraus ein Bestand von 167 individuell unterschiedenen Ringelnattern. Vierzig Schlangen wurden wieder gefangen (27 1-mal, 9 2-mal, 3 3-mal, 1 6-mal), somit lag die Wiederfangrate für die gesamte Untersuchungsperiode bei 24 % – unter Ausschluss der sieben im Terrarium geschlüpften Jungen bei 25 %. Die Tabellen 6, 7 und 8 geben einen Überblick der Beobachtungen, Fänge bzw. Wiederfangraten in den einzelnen Untersuchungsjahren.

Durch die geringen jährlichen Wiederfangraten können die beiden Methoden zur Berechnung der Populationsgröße nur orientierenden Charakter haben und liefern auch divergierende und in sich schwankende Resultate, zudem ist der Standardfehler zumeist sehr hoch. Die Kalkulation nach dem LINCOLN-PETERSEN-Index erbrachte Bestandsgrößen für die Jahre 1995 und 1996 – in denen Wiederfänge im 2. Halbjahr gelangen – von 137,0 (± 51,2) bzw. 74,6 (± 22,3) Individuen. Die Werte für die übrigen Jahre sind wegen der schlechten Datenlage zu vernachlässigen – ohne die Korrektur nach CHAPMAN wäre in diesen Fällen keine Berechnung möglich (Tab. 9). Nach der JOLLY-SEBER-Methode schwanken die Bestandszahlen zwischen 119,2 im Jahr 1995 und 521,7 im Jahr 1997, wobei das Ergebnis für 1994 und 1997 wegen der schlechten Datenlage als ungenau anzusehen ist (Tab. 10). Im Mittel ergeben sich Bestandsgrößen nach dem LINCOLN-PETERSEN-Index von 105,8 (1995–1996) bzw. 222,6 (1994–1998) und nach der JOLLY-SEBER-Methode von 194,6 (1995–1996) bzw. 263,1 (1994–1997) Individuen.

Auch nach den auf fünf Begehungstage pro Monat standardisierten Beobachtungsdaten sind jährliche Schwankungen der Bestandsgröße festzustellen (Abb. 20). Sie stimmen im Trend von

Tab. 6: Anzahl der in den Untersuchungsjahren 1993–1998 auf der Donauinsel jährlich und monatlich gemachten Beobachtungen von einzelnen Ringelnattern, insgesamt und differenziert für zwei wichtige Lebensräume (A = adulte Tiere, deren Geschlecht nicht bestimmt wurde, M = Männchen, W = Weibchen, JS = subadulte bzw. Jungtiere, Ges. = gesamt; + = davon 7 im Terrarium geschlüpfte Junge).

Number of Grass Snakes (*Natrix natrix*) observed per year and per month in the years 1994–1998 all around the "Donauinsel" and separated for the "Toter Grund" area and for the "Endelteich" pond (A = adults, sex not identified, M = males, W = females, JS = juveniles and subadults, Ges. = total number; + = 7 juvenils, which hatched after incubation of the eggs in a terrarium are included).

	DONAUINSEL					Endelteich					Toter Grund				
Jahr / year	**JS**	**M**	**W**	**A**	**Ges**	**JS**	**M**	**W**	**A**	**Ges**	**JS**	**M**	**W**	**A**	**Ges**
1993	60	5	12	24	101	19	3	7	17	46	3	2	3	5	13
1994	71	42	40	52	205	33	18	20	24	95	25	23	18	22	88
1995	60+	39	47	70	216+	33	12	9	20	74	16+	21	26	37	108+
1996	14	40	31	45	130	6	11	5	10	32	6	25	25	25	81
1997	11	26	23	28	88	3	1	1	7	12	5	24	21	19	69
1998	10	17	16	37	80	-	1	-	-	1	6	15	15	28	64
1993–98	**130+**	**169**	**169**	**256**	**820+**	**94**	**46**	**42**	**77**	**260**	**69+**	**110**	**108**	**136**	**423+**
1994–98	**166+**	**164**	**157**	**232**	**719+**	**75**	**43**	**35**	**61**	**214**	**66+**	**108**	**105**	**131**	**410+**
Monat / month															
März	-	18	12	5	35	-	-	-	-	-	-	17	10	2	29
April	12	49	35	35	131	1	3	3	7	14	5	43	30	20	98
Mai	35	34	38	55	162	9	12	12	25	58	7	13	19	16	55
Juni	28	20	20	49	117	20	8	6	13	47	14	10	12	36	72
Juli	32	12	21	24	89	21	13	9	7	50	8	5	12	16	41
August	39+	8	14	42	103+	21	5	4	6	36	12+	3	9	28	59+
September	13	13	6	17	49	3	1	1	3	8	7	10	4	10	31
Oktober	7	7	8	4	26	-	1	-	-	1	6	6	7	2	21
November	-	3	3	1	7	-	-	-	-	-	-	1	2	1	4
Ges. 94–98	**166+**	**164**	**157**	**232**	**719+**	**75**	**43**	**35**	**61**	**214**	**66+**	**108**	**105**	**131**	**410+**

Tab. 7: Jährliche Anzahl der in den Untersuchungsjahren 1993–1998 auf der Donauinsel gelungenen Ringelnatterfänge, insgesamt und differenziert für zwei wichtige Lebensräume; in Klammern: Anzahl der verschiedenen Einzelindividuen (* = davon zwei misslungene Fotos, für die Tiere liegen Messwerte vor, sie sind aber individuell nicht bekannt; + = davon sieben im Terrarium geschlüpfte Junge, die für Fang-Wiederfang-Analysen nicht berücksichtigt wurden).

Total number of Grass Snakes (*Natrix natrix*) captured in the years 1994–1998 all around the "Donauinsel" and separated for the "Toter Grund" area and for the "Endelteich" pond. Total numbers of different individuals are given in parentheses (* = two captured snakes, photographs of which failed are included, measurement data are available for these animals, but they are not known individually, + = 7 juveniles, which hatched after incubation of the eggs in a terrarium are included, but they were not taken into consideration for capture-recapture-calculations).

Jahr / year	DONAUINSEL	Endelteich	Toter Grund
1993	52* (34 + 2)	44* (31 + 2)	4 (4)
1994	137 (105)	76 (50)	49 (44)
1995	95+ (76+)	31 (25)	55+ (50+)
1996	66 (58)	16 (15)	43 (35)
1997	49 (48)	3 (3)	43 (42)
1998	36 (35)	-	32 (31)
TOTAL 1993 - 1998	435* (301 + 2)	170* (98 + 2)	226+ (167+)
TOTAL 1994 - 1998	383+ (262+)	126 (67)	222+ (163+)

1994 bis 1996 mit den Werten nach der JOLLY-SEBER-Methode überein. Aus den Ergebnissen schließen wir, dass der Ringelnatterbestand am Toten Grund abgesehen von jährlichen Schwankungen im Untersuchungszeitraum relativ stabil war. Für realistisch halten wir eine Bestandsgröße von 100 bis 250 Individuen in diesem Lebensraum, was unter Berücksichtigung der jeweiligen Standardfehler auch im Bereich der errechneten Werte liegt.

Nach den Erfahrungen kann angenommen werden, dass der Heimbereich des Natternbestandes am Toten Grund die gesamte Breite der Donauinsel umfasst, aber nicht wesentlich über das Altwasser und den Hütteneich hinausgeht und somit rund 36 ha groß ist. Bei der angenommenen Populationsgröße würde die Abundanz zwischen 2,8 und 6,9 (im Mittel 4,9) Individuen je Hektar betragen. Im Schrifttum werden Werte zwischen 0,2 und 6,5 Individuen je Hektar genannt (MERTENS 1995 und darin zitierte Literatur, FORMAN & ECKSTEN 1993). Die Abundanz der Ringelnattern im Gebiet des Toten Grundes dürfte somit im mittleren bis oberen Bereich dieser nach der räumlichen Verteilung der essentiellen Habitatelemente (Eiablageplätze, Winterquartiere, Futterplätze etc.) sehr stark variierenden Werte liegen.

Tab. 8: Wiederfanghäufigkeit von Ringelnattern (*Natrix natrix*) im Gebiet des Toten Grundes (TG) und des Endelteiches (E) auf der Wiener Donauinsel (I = Gesamtzahl der individuell unterschiedlichen Ringelnattern, die im Untersuchungsjahr gefangen wurden, * = keine regelmäßigen Begehungen, + = zudem 7 im Terrarium geschlüpfte Junge, die bei Fang-Wiederfang-Analysen nicht berücksichtigt wurden).

Recapture rates of Grass Snakes (*Natrix natrix*) at the "Toter Grund" area (TG) and at the "Endelteich" pond (E) (I = Total number of individuals captured in the current year, * = no regular investigations in the area, + = 7 juveniles, which hatched after incubation of the eggs in a terrarium are not included as they were not taken into consideration for capture-recapture-calculations).

Anzahl der Wiederfänge / number of recaptures	1		2		3		4		5		6		1–6		I
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	
TG 1993*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
TG 1994	3	6,8	1	2,3	-	-	-	-	-	-	-	-	4	9,09	44
TG 1995	5	11,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	11,63	43+
TG 1996	2	5,7	3	8,6	-	-	-	-	-	-	-	-	5	14,29	35
TG 1997	1	2,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2,38	42
TG 1998	1	3,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3,23	31
TG 1993–98	27	16,9	9	5,6	3	1,9	-	-	1	0,6	-	-	40	25,00	160+
E 1993	7	22,6	2	6,5	-	-	-	-	-	-	-	-	9	29,03	31
E 1994	9	18,0	7	14,0	1	2,0	-	-	-	-	-	-	17	34,00	50
E1995	6	24,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	24,00	25
E 1996	1	6,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	6,67	15
E 1997*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
E 1998*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E 1993–1998	22	22,4	4	4,1	6	6,1	3	3,1	1	1,0	1	1,0	37	37,76	98
E 1993–1995	20	24,4	2	2,4	5	6,1	3	3,7	1	1,2	1	1,2	32	39,02	82

4.2.4 Bestandsentwicklung am Endelteich

Am Endelteich wurden von 1993 bis 1998 260-mal einzelne Ringelnattern beobachtet und 170-mal Schlangen gefangen. Abzüglich der Wiederfänge und zweier Tiere, deren Aufnahmen 1993 misslangen, wurden insgesamt 98 Einzelindividuen registriert. 37 Nattern wurden wieder gefangen (22 1-mal, 4 2-mal, 6 3-mal, 3 4-mal und je eine Schlange 5- bzw. 6-mal). Die Wiederfangrate betrug für die gesamte Untersuchungsperiode 38 %. Die jährliche Verteilung der Beobachtungen, Fänge und Wiederfänge ist in den Tabellen 6, 7 und 8 zusammengestellt. Dabei ist allerdings zu beachten, dass der Endelteich ab 1997 nicht mehr systematisch untersucht wurde.

Ein Vergleich der jährlichen Bestandssituation auf Grundlage der standardisierten Beobachtungsergebnisse ist für den Endelteich angesichts der heterogenen Erfassungsmethoden, die in diesem Lebensraum zur Anwendung kamen (siehe Einleitung), nicht zielführend. Die mit Hilfe des LINCOLN-PETERSEN-Index kalkulierte Bestandsgröße liegt in den ersten vier Untersuchungsjahren – für die auswertbare Daten vorhanden sind – zwischen 44,0 (1996) und 91,8 (1994), im Mittel bei 66,0 (Tab. 9). Die Berechnung nach der JOLLY-SEBER-Methode war durch die Datenlage nur für 1994 und 1995 möglich und erbrachte fast identische Bestandszahlen von 70,13 bzw. 70,57 Individuen (Tab. 10), die nur geringfügig vom Mittelwert der auf Basis des LINCOLN-PETERSEN-Index kalkulierten jährlichen Bestandszahlen abweichen.

Tab. 9: Bestandsgröße der Ringelnatterpopulation im Gebiet des Toten Grundes (TG) und des Endelteiches (E) auf der Wiener Donauinsel in den einzelnen Untersuchungsjahren, berechnet mit Hilfe des von CHAPMAN für niedere Wiederfangraten korrigierten LINCOLN-PETERSEN-Index (r = Anzahl der in der 1. Fangperiode – März bis Juni – gefangenen verschiedenen Individuen, n = Anzahl der in der 2. Fangperiode – Juli bis November – gefangenen verschiedenen Individuen [exklusive der Individuen mit GL < 25 cm], m = Anzahl der sowohl in der 1. als auch in der 2. Fangperiode gefangenen verschiedenen Individuen, P = geschätzte Populationsgröße im Jahr, s = Standardfehler; * = keine regelmäßigen Begehungen).

Population density of the Grass Snake (*Natrix natrix*) population at the "Toter Grund" area (TG) and at the "Endelteich" pond (E) in the years 1994–1998 calculated according to the LINCOLN-PETERSEN-Index (CHAPMAN's correction for low recapture rates). (r = number of individual specimens captured in the first period [(March – June)], n = number of individual specimens captured in the second period [July – November]; individuals with total length < 25 cm excluded, m = number of individual specimens captured both in the first and second period, P = estimated population size in the year, s = standard error; * = no systematic investigations in the area).

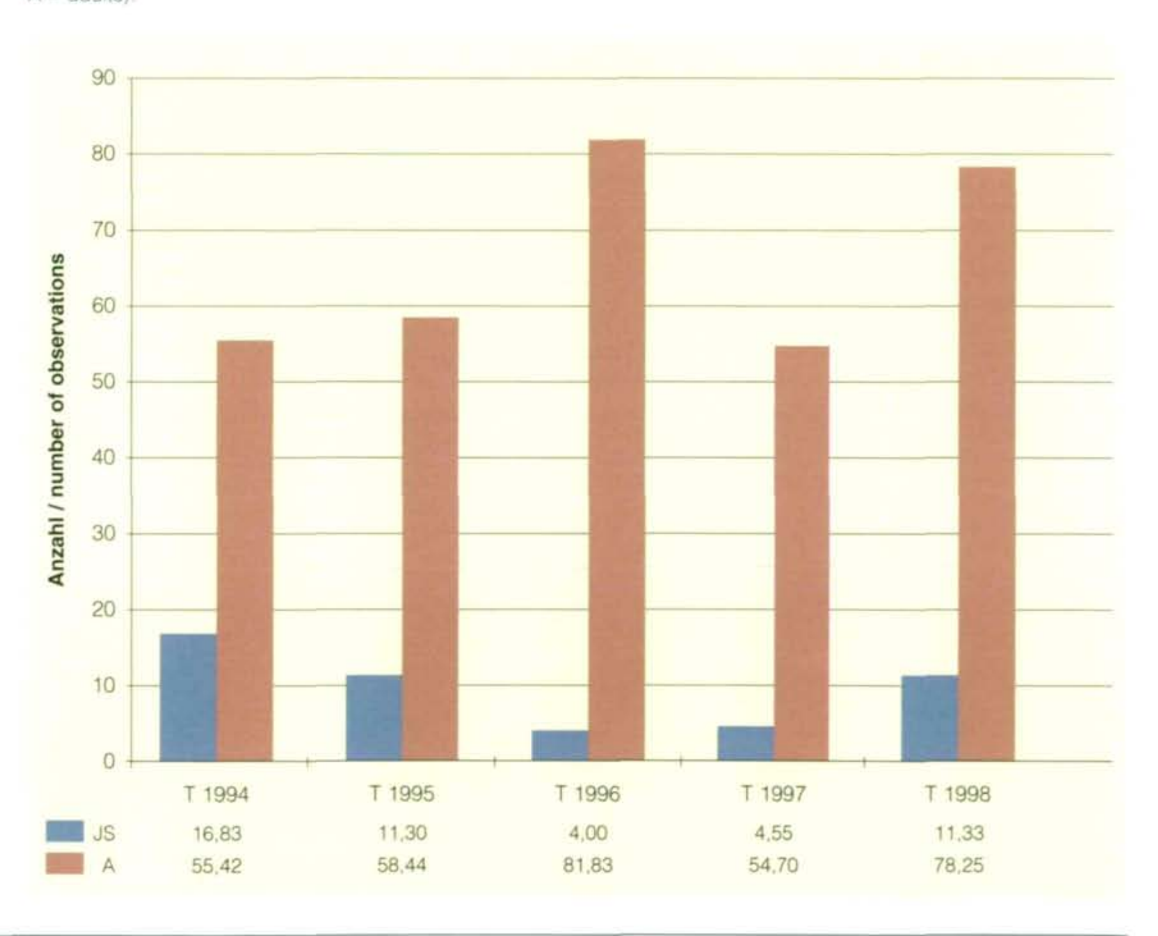
Jahr / year	r	n	m	P	s
TG 1993*	4	0	0	(4,0)	0,00
TG 1994	22	22	0	(528,0)	357,80
TG 1995	22	23	3	137,0	51,21
TG 1996	26	13	4	74,6	22,34
TG 1997	25	17	0	(467,0)	315,36
TG 1998	25	4	0	(129,0)	80,62
E 1993	13	19	3	69,0	23,66
E 1994	31	28	9	91,8	18,78
E 1995	14	11	2	59,0	23,00
E 1996	5	14	1	44,0	19,75
E 1997*	2	1	0	(5,0)	2,45
E 1998*	0	0	0	-	-

Auch unter Berücksichtigung der günstigen Fangbedingungen hob sich der Endelteich in den ersten Untersuchungsjahren durch seine außerordentlich hohe Abundanz der Ringelnattern von allen anderen Lebensräumen auf der Donauinsel ab. Ausgehend von einer Populationsgröße von siebzig Individuen ergibt sich eine Dichte von 233 Individuen je Hektar, ein Wert, der dann zustande kommt, wenn als Heimbereich der Nattern nur die rund 0,3 Hektar umfassende unmittelbare Umgebung des Teiches innerhalb des Amphibienfangzaunes angenommen wird (Nahrungsrevier). Es ist durchaus möglich und sogar wahrscheinlich, dass zumindest ein Teil des Bestandes den unmittelbaren Teichbereich (etwa zur Eiablage oder Winterruhe) zeitweise verließ; in diesem Fall müssten auch diese Flächen bei der Kalkulation der Dichte mitberücksichtigt werden. Durch Wiederfunde ist belegt, dass Schlangen aller Größen den Fangzaun gelegentlich überwunden haben.

Auch wenn die Tatsache, dass der Endelteich 1997 und 1998 nicht mehr systematisch untersucht wurde, in Betracht gezogen wird (Tab. 2), müssen wir aus den Fundzahlen während der

Abb. 20: Verteilung der Beobachtungshäufigkeit von Ringelnattern am Toten Grund in den Jahren 1994 bis 1998. Zählergebnisse standardisiert auf fünf Begehungstage je Begehungsmonat (JS = Jungtiere bzw. subadulte Tiere, A = adulte Exemplare).

Frequency of Grass Snake (*Natrix natrix*) observations in the "Toter Grund" area in 1994, 1995, 1996, 1997 and 1998. Numbers of observations were standardised to five days of investigation per month (JS = juveniles and subadults, A = adults).



	T 1994	T 1995	T 1996	T 1997	T 1998
JS	16,83	11,30	4,00	4,55	11,33
A	55,42	58,44	81,83	54,70	78,25

einzelnen Begehungen auf einen stetigen Rückgang des Ringelnatterbestandes ab dem Jahr 1996 schließen. Diese Entwicklung könnte sowohl mit dem Rückgang der Amphibienpopulation des Teiches (HÖDL et al. 1997) als auch mit den Erdbewegungen am Donauufer im Winter 1995/96 in ursächlichem Zusammenhang stehen. Es ist nicht auszuschließen, dass im Blockwurf überwinternde Ringelnattern zugrunde gegangen sind.

4.2.5 Altersstruktur, Angaben zur Gesamtlänge, Geschlechterverhältnis

Untersuchungen zum Altersaufbau von Ringelnatterpopulationen basieren durchwegs auf einer Einteilung und Zuordnung der gefangenen Schlangen zu Größenklassen (KABISCH 1999). Es ist allerdings nicht unproblematisch, aus diesen Messwerten unmittelbar auf das genaue Lebensalter der Tiere zu schließen, denn die Reichhaltigkeit des Nahrungsangebotes oder die Dauer der Vegetationsperiode beeinflussen die jährlichen Wachstumsraten der Nattern (NAGY 1999). Trotzdem sind wir der Meinung, dass dieser Zugang beim Vergleich räumlich naher Bestände zulässig ist.

Die Schlupfgröße von Ringelnattern liegt bei 14 bis 22 cm. Im ersten Lebensjahr sind die Tiere 25 bis 30 cm lang, die Geschlechtsreife tritt bei Männchen etwa im 3. Lebensjahr, bei Weibchen im 4. oder 5. Lebensjahr ein. Männchen sind zu diesem Zeitpunkt etwa 50 cm, Weibchen etwa 60 cm lang (LUTTENBERGER 1978, KABISCH 1999 und darin zitierte Literatur).

Tab. 10: Bestandsgröße der Ringelnatterpopulation im Gebiet des Toten Grundes (TG) und des Endelteiches (E) auf der Wiener Donauinsel in den einzelnen Untersuchungsjahren, berechnet mit Hilfe der Methode nach JOLLY-SEBER (n_i = Anzahl der im Jahr-i gefangenen Individuen, z_i = Anzahl der Individuen, die vor dem Jahr-i erstmals und danach wieder gefangen wurden, aber im Jahr-i nicht gefangen wurden, y_i = Anzahl der Individuen, die im Jahr-i erstmals und danach nochmals gefangen wurden, m_i = Anzahl der vor dem Jahr-i erstmals und im Jahr-i wieder gefangenen Individuen, N_i = Geschätzte Populationsgröße im Jahr-i, s_i = Standardfehler; * = keine regelmäßigen Begehungen).

Size of the Grass Snake (*Natrix natrix*) population at the "Toter Grund" area (TG) and at the "Endelteich" pond (E) in the years 1994–1998 calculated according to the method of JOLLY-SEBER (n_i = number of individuals captured in year i, z_i = number of individuals first captured before year i, not recaptured in year i, but recaptured later, y_i = number of individuals first captured in year i and recaptured later, m_i = number of individuals first captured before year i and recaptured in year i, N_i = estimated population size in year i, s_i = standard error; * = no systematic investigations in the area).

Jahr / year	n_i	z_i	y_i	m_i	N_i	s_i
TG 1993*	4	-	1	-	-	-
TG 1994	44	1	14	0	(141,43)	-
TG 1995	43	4	8	11	119,17	49,47
TG 1996	35	8	7	5	270,00	151,54
TG 1997	42	4	1	14	(521,73)	542,07
TG 1998	31	-	-	10	-	-
E 1993	31	-	13	-	-	-
E 1994	50	1	8	13	70,13	22,66
E 1995	25	1	1	13	70,57	64,66
E 1996	15	0	0	2	-	-
E 1997*	3	0	0	0	-	-
E 1998*	0	-	-	-	-	-

Das kleinste von uns auf der Donauinsel gefangene Tier war 18 cm lang, die Längen der aus einem Gelege von der Donauinsel gerade geschlüpften Jungtiere übertrafen zum Teil die oben angeführten Literaturangaben mit 21 cm (1-mal), 22 cm (2-mal), 23 cm (3-mal) und 24 cm (1-mal). Das kleinste von uns beobachtete und gefangene, an Paarungsaktivitäten beteiligte Männchen war 61 cm lang (KRL 47 cm), das kleinste Weibchen 73 cm (KRL 60 cm). Das größte Weibchen hatte eine Gesamtlänge von 120 cm (KRL 99 cm), das größte Männchen maß 89 cm (KRL 70 cm), womit die Tiere zwar „stattliche" Körpermaße aufwiesen, aber nicht an Maximalwerte herankamen, die in der Literatur genannt werden. Wesentlich größere Längen wurden allerdings meist an toten Tieren gemessen (KABISCH 1999 und darin zitierte Literatur).

Stellvertretend für die Altersstruktur wird in Abbildung 21 die Verteilung der gefangenen Ringelnattern auf Größenklassen nach ihrer Gesamtlänge (GL) in 10-cm-Schritten dargestellt. Für die Auswertung wurden sämtliche Fänge aus dem gesamten Untersuchungszeitraum zusammengefasst, wobei aber jene Schlangen, die in einem Jahr mehrfach gefangen wurden, nur einmal, nämlich mit dem Mittelwert der Messwerte, berücksichtigt wurden. Den größten Anteil (20,5 %) nehmen am Toten Grund adulte Tiere der Größenklasse 70 bis 79 cm ein. Am Schwalbenteich sind die Größenklassen 20 bis 29 cm, 70 bis 79 cm und 80 bis 89 cm gleich häufig mit jeweils 15,0 % vertreten. Am Endelteich überwiegen subadulte Tiere der Größenklasse 30 bis 39 cm (19,8 %), unter den an anderen Stellen gefangenen Nattern ist die 20 bis 29 cm-Klasse mit 41,2 % am stärksten beteiligt.

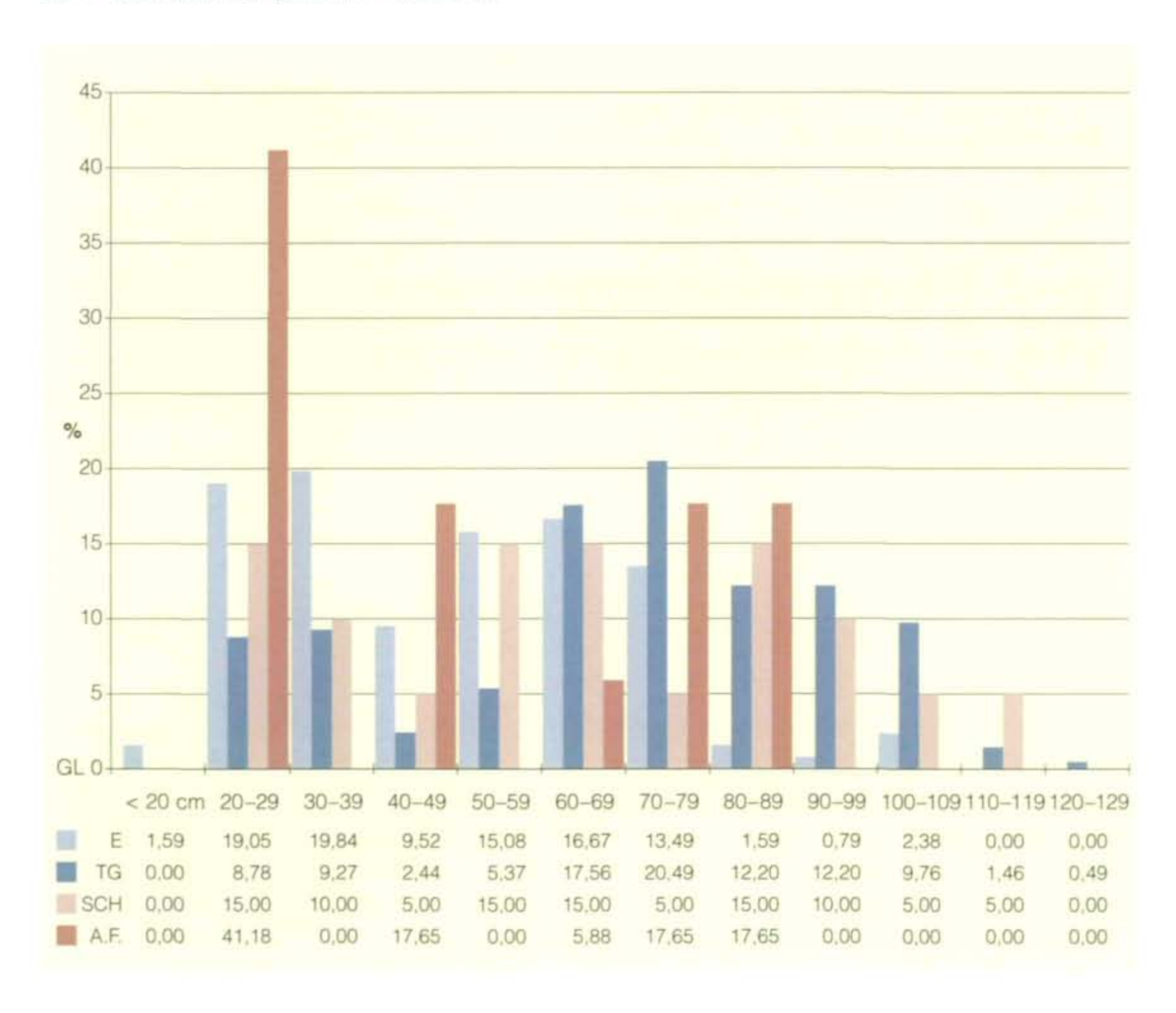
Nach einer groben Zuordnung der Größenklassen zu Entwicklungsstufen ist der Jungtieranteil (GL < 30 cm) am Toten Grund mit 8,8 % sowie am Schwalbenteich mit 15 % geringer als am Endelteich (20,6 %). Auch der Anteil subadulter Nattern (GL 30–49 cm) ist am Endelteich am höchsten (29,4 %) und am Toten Grund am niedrigsten (11,7 %). Dementsprechend ist der Anteil an adulten Tieren (GL ab 50 cm) am Toten Grund am höchsten (79,5 %), nur wenig niedriger am Schwalbenteich (70,0 %), am Endelteich aber nur 50 %. Das Verhältnis von adulten (GL >= 50 cm) zu subadulten bzw. juvenilen (GL < 50 cm) Nattern ist am Endelteich ausgeglichen (1:1), am Toten Grund (1:0,3) und am Schwalbenteich (1:0,4) zugunsten der adulten verschoben. Unter allen Ringelnattern, welche abseits von Schwalbenteich, Totem Grund oder Endelteich gefunden wurden (inklusive Tritonteich), überwogen Jungtiere (1:1,4).

In stabilen Populationen sind die jungen und jüngsten Individuen zahlenmäßig vorherrschend (MERTENS 1995). In unseren Ergebnissen sind die schwer auffindbaren Jungtiere und die Subadulten sicherlich unterrepräsentiert. Der Anteil übersehener Jungtiere sollte aber im gesamten Untersuchungsgebiet in einer vergleichbaren Größenordnung liegen. Der Altersaufbau der Ringelnatterpopulationen an den einzelnen Teichen steht in Beziehung zum Alter der Gewässer. Die größten (und ältesten) Nattern bewohnen den Toten Grund, der wie bereits erwähnt vom ehemaligen Inundationsgebiet unzerstört in die Donauinsel integriert wurde. Die Ergebnisse für den Schwalbenteich stützen sich auf ein geringes Datenmaterial und könnten deshalb ungenau sein. Die jungen Gewässer (Endelteich und alle übrigen) sind durch einen hohen Anteil an immaturen Nattern gekennzeichnet. Das und die geringen Maximallängen der gefangenen Tiere charakterisieren Bestände, die vor wesentlich kürzerer Zeit begründet wurden oder erst gegenwärtig durch jüngere Individuen, bei denen besonders hohe Migrationsleistungen festgestellt wurden (FELDMANN 1968, MADSEN 1984), besiedelt werden.

Bei 189 adulten (GL > 50 cm) Einzelindividuen von der gesamten Donauinsel, bei denen das Geschlecht unzweifelhaft bestimmt werden konnte, wurde ein Geschlechterverhältnis für die gesamte Donauinsel von Männchen : Weibchen = 1:0,9 ermittelt. Zwischen den Populationen gab es keine gravierenden Unterschiede, die Männchen überwogen sowohl am Endelteich (n = 35, Männchen : Weibchen = 1:0,8) als auch am Toten Grund (n = 135, Männchen : Weibchen = 1:0,9). Für gewöhnlich wird in der Literatur ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis oder ein Überwiegen der Weibchen angegeben, nur auf der Halbinsel Krim sind Männchen zahlenmäßig deutlich vorherrschend (KABISCH 1999 und darin zitierte Literatur).

Abb. 21: Gegenüberstellung der anhand von Längenklassen ermittelten Altersstruktur für die Ringelnattern in verschiedenen Lebensräumen auf der Wiener Donauinsel (GL = Gesamtlänge, E = Endelteich, TG = Toter Grund, SCH = Schwalbenteich, A.F. = andere Fundorte insgesamt).

Age structure of the Grass Snake (*Natrix natrix*) populations at various habitats at the "Donauinsel" in Vienna, figured as classification in body length classes (GL = total length, E = "Endelteich" pond, TG = "Toter Grund" oxbow, SCH = "Schwalbenteich" pond, A.F. = other sites).



	< 20 cm	20–29	30–39	40–49	50–59	60–69	70–79	80–89	90–99	100–109	110–119	120–129
E	1,59	19,05	19,84	9,52	15,08	16,67	13,49	1,59	0,79	2,38	0,00	0,00
TG	0,00	8,78	9,27	2,44	5,37	17,56	20,49	12,20	12,20	9,76	1,46	0,49
SCH	0,00	15,00	10,00	5,00	15,00	15,00	5,00	15,00	10,00	5,00	5,00	0,00
A.F.	0,00	41,18	0,00	17,65	0,00	5,88	17,65	17,65	0,00	0,00	0,00	0,00

4.2.6 Jahresdynamik

Aussagen über zeitliche Aktivitätsschwerpunkte der Ringelnatter sollen – wie für die Zauneidechse – aus der Verteilung der Beobachtungshäufigkeiten auf die einzelnen Monate abgeleitet werden, wofür die standardisierten Funddaten in Monats-Intervallen für Adulte und Subadulte bzw. Jungtiere getrennt aufsummiert wurden. Zwischen den Ergebnissen der Zählungen im Gebiet des Toten Grundes bzw. am Endelteich ergeben sich dabei auffällige Unterschiede (Abb. 22 und 23).

Die ersten adulten Ringelnattern wurden am Toten Grund in der Regel im März beobachtet, am Endelteich – und auch an allen anderen Fundorten auf der Donauinsel – sind Schlangen aber erst gut ein Monat später, im April festzustellen. Am Toten Grund sind Ringelnatterfunde im April am häufigsten, dann nimmt die Zahl der Beobachtungen kontinuierlich bis in den November ab. Am Endelteich ist das Verteilungspolygon zweigipfelig, indem die Häufigkeit im Mai noch ansteigt, im Juni wieder abnimmt, um dann im Juli das absolute Maximum zu erreichen. Anschließend fällt die Kurve stetig ab, die letzten Funde wurden am Endelteich im Oktober verzeichnet.

Subadulte und Jungtiere sind zwischen April und September (Endelteich) bzw. Oktober (Toter Grund) festzustellen. Am häufigsten sind sie am Endelteich im Juli, am Toten Grund im August.

Diese unterschiedliche Verteilung der Fundhäufigkeiten ist sicherlich nicht nur durch die schwierigeren Beobachtungsbedingungen in der sommerlichen hohen Vegetation am Toten Grund bedingt. Die Ergebnisse legen den Schluss nahe, dass der Endelteich vornehmlich als Nahrungsrevier dient, zu dem im Frühjahr Nattern zuwandern und den sie zur Überwinterung verlassen. Demgegenüber sind im Bereich der Auwaldreste am Toten Grund (Abb. 3) Habitatstrukturen für alle Verhaltens- und Aktivitätsformen der Ringelnatter (Winterquartiere, Paarungsplätze, Nahrungsrevier, Eiablagestellen etc.) vorhanden, so dass die dort erhobenen Daten zur chronologischen Darstellung der Aktivitäten im Jahresverlauf besser geeignet sind.

Ringelnattern sind im Gebiet des Toten Grundes in der Regel ab Mitte März zu beobachten, zwischen dem frühesten und dem spätesten ersten Fundtermin liegen 32 Tage (Tab. 11). Der Aktivitätsbeginn liegt somit etwa zwei Wochen vor dem Zeitpunkt, der (abgesehen von Terminen, die als besonders frühe eingestuft werden) für Mitteleuropa genannt wird (GÜNTHER & VÖLKL 1996, KABISCH 1999), und etwa zwei Wochen später als (unter Einbeziehung der wärmsten Regionen) für Österreich allgemein und Südungarn gilt (NAGY 1999, CABELA et al. in Druck). FRITSCH (1865) stellte den 11.4. als „mittleren Zeitpunkt" des Ersterscheinens in Wien fest. Nach RITTER & NÖLLERT (1993) verlassen die Männchen häufig vor den ersten Weibchen die Winterquartiere; demgegenüber betrafen unsere frühesten Beobachtungen in den einzelnen Jahren meist Tiere beider Geschlechter. Lediglich 1995 lagen fast vier Wochen zwischen dem Fund des ersten Männchens und des ersten Weibchens.

Auch bei dieser Art sind endogene Faktoren, die durch Witterungseinflüsse überlagert werden, für die Beendigung der Winterruhe verantwortlich. Dementsprechend datiert der späteste Erstfund (9.4.) aus dem Jahr 1996, als das Monatsmittel der Temperatur im März merklich unter den in den anderen Untersuchungsjahren gemessenen Werten lag (Tab. 11, Abb. 5). Auch die Häufigkeit der (standardisierten) Beobachtungen im März korreliert deutlich mit den Mittelwerten der Temperatur in diesen Monaten: 8,5 °C – 15,0 Funde (1994); 5,8 °C – 7,5 Funde

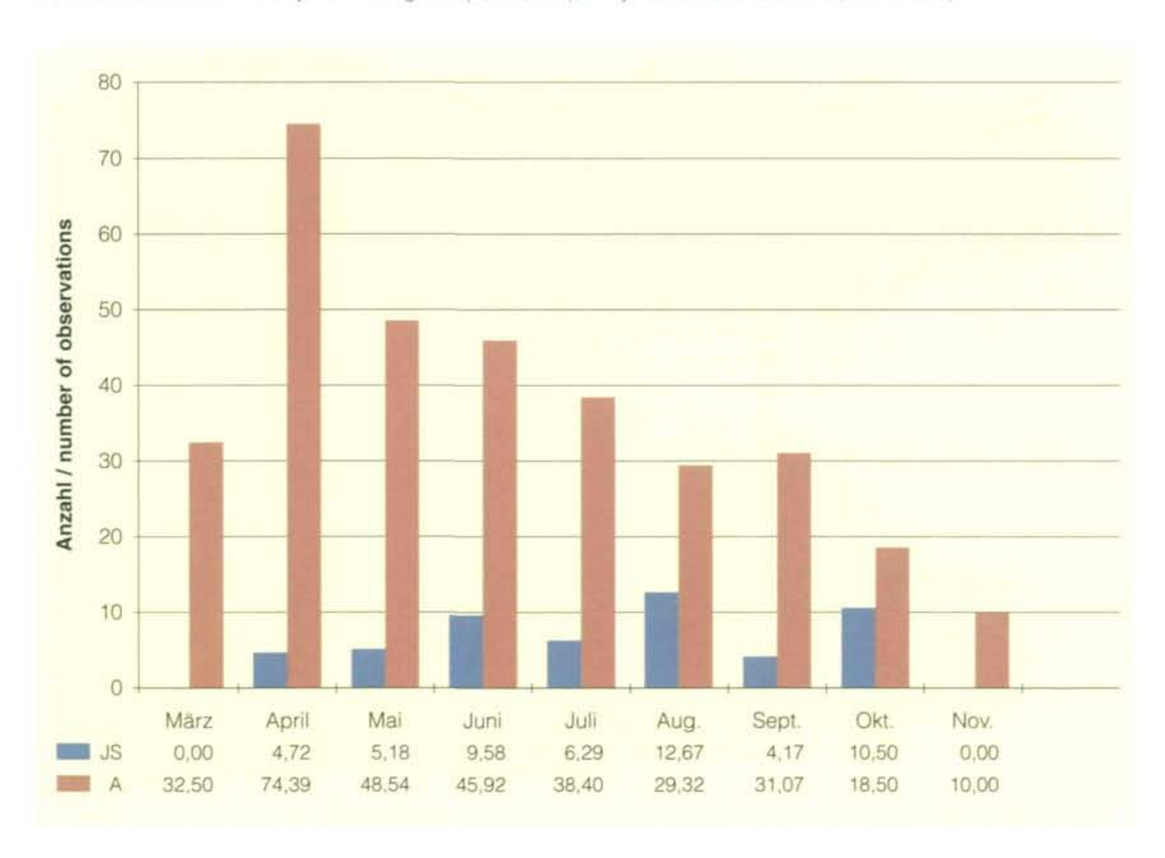
(1997); 5,3 °C – 6,3 Funde (1998); 4,8 °C – 3,8 Funde (1995); 2,0 °C – keine Funde (1996). Ab Mitte April waren dann bei entsprechendem Wetter in allen Untersuchungsjahren regelmäßig Ringelnattern zu sehen.

Paarungsaktivitäten setzen bei der Ringelnatter bald nach dem Verlassen des Winterquartiers ein und erfolgen häufig in dessen unmittelbarer Nähe (RITTER & NÖLLERT 1993). In Mitteleuropa und im Speziellen auch in Österreich paaren sich Ringelnattern in der Regel Ende April und im Mai (GÜNTHER & VÖLKL 1996, KABISCH 1999, CABELA et al. in Druck), in Südungarn in der ersten und zweiten Aprildekade (NAGY 1999). Auf der Donauinsel konnten wir Frühjahrspaarungen von Mitte März bis Mitte Mai und zwei Herbstpaarungen Mitte September beobachten (Tab. 11). Die Hauptpaarungszeit der Ringelnattern im Untersuchungsgebiet dürfte im April liegen. Diese Aussage stützt sich zwar nur auf relativ wenige relevante Einzelbeobachtungen, wird aber dadurch untermauert, dass zur gleichen Zeit auch die maximale Fundhäufigkeit der Ringelnattern am Toten Grund zu verzeichnen war (Abb. 22). Erhöhte bzw. maximale Aktivität von Ringelnattern zur Paarungszeit wird auch von anderen Autoren berichtet (GÜNTHER & VÖLKL 1996, NAGY 1999).

Abb. 22: Verteilung der Beobachtungshäufigkeit von Ringelnattern am Toten Grund (1994 bis 1998) im Jahresverlauf, differenziert nach adulten Schlangen und subadulten bzw. Jungtieren. Zählergebnisse standardisiert auf fünf Begehungstage je Begehungsmonat (JS = Subadulte bzw. Jungtiere, A = adulte Exemplare).



Frequency of Grass Snake (*Natrix natrix*) observations at the "Toter Grund" area (1994–1998). Numbers of observations were standardised to five days of investigation per month (JS = juveniles and subadults, A = adults).



	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.
JS	0,00	4,72	5,18	9,58	6,29	12,67	4,17	10,50	0,00
A	32,50	74,39	48,54	45,92	38,40	29,32	31,07	18,50	10,00

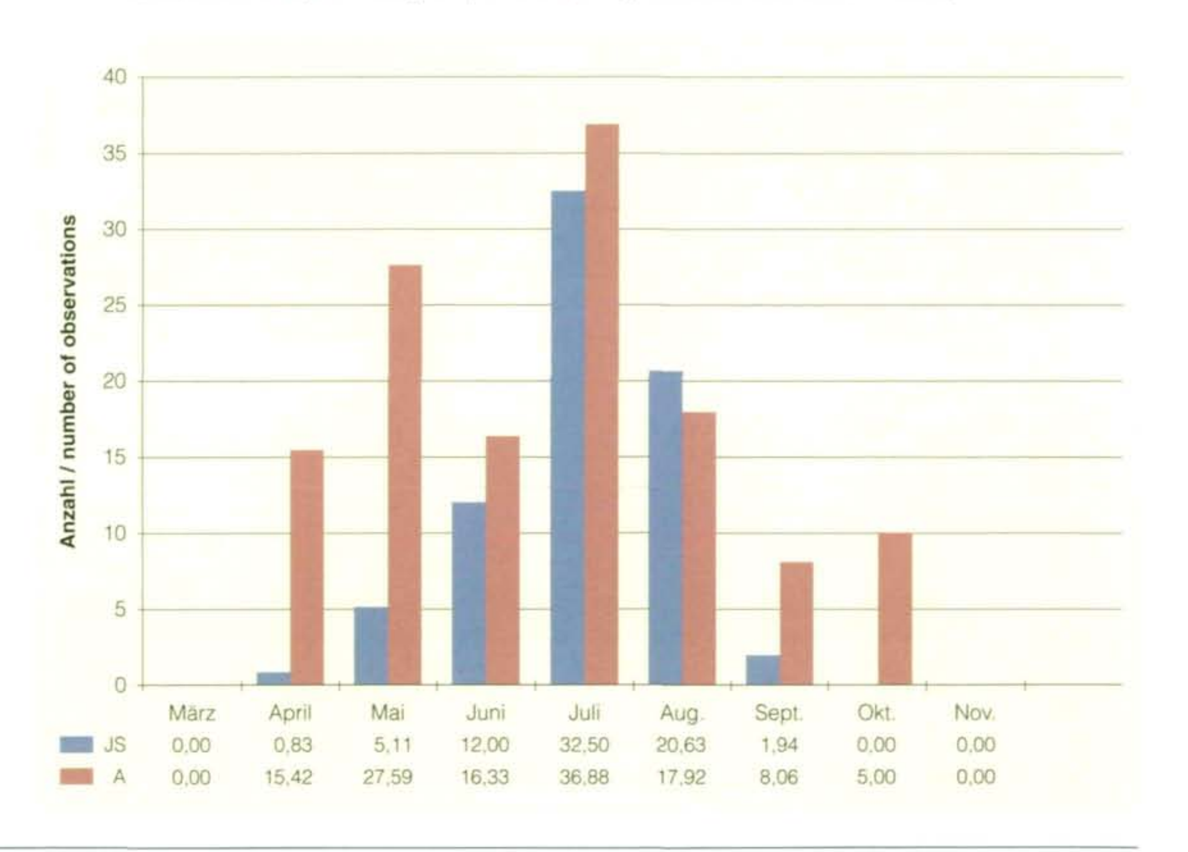
Die Eier werden in Mitteleuropa etwa im Zeitraum von Ende Juni/Anfang Juli bis Anfang/Mitte August abgelegt (GÜNTHER & VÖLKL 1996, KABISCH 1999), nach LUTTENBERGER (1978) auch noch im September. Hinweise auf die Zeit der Eiablage auf der Donauinsel geben folgende Beobachtungen:

- starke Gewichtsverluste von drei Weibchen zwischen dem 18.5. (228 g) und 26.7.1993 (169 g), dem 26.6. (107 g) und 17.7.1993 (68 g) bzw. dem 2.5. (350 g) und dem 20.7.1995 (255 g),
- der Fund von hoch trächtigen Weibchen in der Nähe von Eiablageplätzen (Pferdedunghaufen) von Mitte Juni bis Anfang August (die meisten davon im Juni),
- zwei im Gebiet des Toten Grundes zum Fotografieren gefangene Weibchen legten zwischen 11. und 17. Juli 1995 im Terrarium Eier ab (Tab. 11).

Aus diesen Daten schließen wir, dass die Eiablage auf der Donauinsel in der Regel Mitte Juni beginnt und bis in den August dauert; der Höhepunkt dürfte in der zweiten Juni- und in der ersten Julihälfte liegen, was in gutem Einklang mit den oben angeführten Literaturangaben steht. In Südungarn erfolgt nach NAGY (1999) die Eiablage etwas später, nämlich von Mitte Juli bis Mitte August.

Abb. 23: Verteilung der Beobachtungshäufigkeit von Ringelnattern am Endelteich (1994 bis 1996) im Jahresverlauf, differenziert nach adulten Schlangen und subadulten bzw. Jungtieren. Zählergebnisse standardisiert auf fünf Begehungstage je Begehungsmonat (JS = Subadulte bzw. Jungtiere, A = adulte Exemplare).

Frequency of Grass Snake (*Natrix natrix*) observations at the "Endelteich" pond (1994–1998). Numbers of observations were standardised to five days of investigation per month (JS = juveniles and subadults, A = adults).



	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.
JS	0,00	0,83	5,11	12,00	32,50	20,63	1,94	0,00	0,00
A	0,00	15,42	27,59	16,33	36,88	17,92	8,06	5,00	0,00

Tab. 11: Vergleichende Darstellung von Daten zur Jahresaktivität der Ringelnatter in den Untersuchungsjahren 1993–1998 (A = adulte Tiere, deren Geschlecht nicht bestimmt wurde, M = adulte Männchen, W = adulte Weibchen, S = subadulte Tiere, J = Exemplare mit Gesamtlängen < = 25 cm; in runden Klammern Anzahl der beobachteten Tiere; *) regelmäßige Begehungen nur am Endelteich; +) Eiablage bzw. Schlupf im Terrarium; TG = Toter Grund, E = Endelteich, TT = Tritonteich, ND = Neue Donau, S = Schwalbenteich, D = Donauufer, W = Wiesentümpel).

Comparison of data on the annual rhythm of activity of the Grass Snake (*Natrix natrix*) in the years 1993–1998 (A = adults, sex not identified; M = males, W = females, S = subadults, J = *juveniles, specimens with total length lesser or equal 25 cm; number of observations is given in parentheses "( )", *) only "Endelteich" pond regularly* investigated, +) egg deposition/hatching in a terrarium; TG = "Toter Grund", E = "Endelteich" pond, TT = "Tritonteich" pond, ND = banks of the "Neue Donau", S = "Schwalbenteich" pond, D = banks of the Danube, W = "Wiesentümpel" pond).

	1993*)	1994	1995	1996	1997	1998
Erster Fundtermin / earliest observations	A: 25.4. (2) TG M: 26.4. (1) E W: 27.4. (4) TG, E S: 28.4. (1) E J: 3.5. (1) TG	M: 15.3. (1) TG W: 15.3. (1) TG S: 18.5. (2) ND J: 27.4. (1) S	M. 8.3. (1) TG W: 4.4. (3) TG S: 4.4. (1) TG J: 4.4. (1) TG	M: 9.4. (5) TG W: 9.4. (1) TG S: 10.6. (1) TG J: 17.6. (1) TG	M: 11.3. (5) TG W: 11.3. (1) TG S: 5.5. (1) TG J: 14.7. (2) TG	M: 30.3. (2) TG W: 30.3. (3) TG S: 17.6 (1) TG J: 21.4. (1) TG
Paarung / mating	-	24.3. (3M+1W) TG 31.3. (2M+1W) TG 31.3. (2M+1W) TG 20.4. (1M+1W) TG 13.9. (1M+1W) S	12.9. (1M+1W) TT	17.4. (3M+1W) TG 2.4. (4M+1W) TG 29.4. (2M+1W) TG 13.5. (2M+1W) E	11.3. (3M+1W) TG 13.5. (6M+1W) TG	20.4. (2M+1W) TG
Hoch trächtige Weibchen / highly gravid females	-	-	20.7. (1) TG	27.6. (1) TG	5.8. (1) TG	9.6. (1) TG 17.6. (3) TG
Eiablage / oviposition	-	-	11.–17. 7. (2) TG+)	-	-	-
Erster Jungtierfang / earliest capture of juveniles (<=25 cm)	3.5. (1) TG	15.5 (1) TG	7.6. (1) TT	17.6. (1) TG	-	21.4. (1) TG
Letzter Jungtierfang / latest capture of juveniles (<=25 cm)	16.10. (1) E	8.9. (1) TG	30.8. (7) TG+)	17.6. (1) TG	-	12.8. (1) TG
Letzter Fundtermin / latest observation	A: ??.10. (1) D M: 27.7. (1) E W: 26.7. (1) E S: ??.10.(38) D J: 16.10. (1) E	A: 16.11. (1) TG M: 2.11. (1) TG W: 5.10. (1) TG S: 25.10. (2) TG J: 25.10. (1) TG	M: 15.11. (2) TG W: 15.11 (1) TG S: 11.10 (1) TG J: 30.8. (1) TG	M: 14.10. (1) E W: 4.11. (2) TG S: 20.8. (2) TG, W J: 17.6. (1) TG	M:28.10. (1) D W: 7.10. (3) TG S: 7.10. (1) TG J: 7.10. (2) TG	A: 21.10. (1) TG M: 30.7. (1) TG W: 18.8. (1) TG S: 21.10. (2) TG J: 12.8. (1) TG
Zeitspanne der Jahresaktivität (Tage) / period of annual activity (days)	[174]	246	254	209	231	205

Ringelnattern suchen zur Eiablage Stellen auf, wo durch Verrottungswärme höhere Temperaturen herrschen als in der Umgebung. Deshalb dürfte der Einfluss der aktuellen Witterung auf die Dauer der Embryonalentwicklung geringer sein als bei jener der Zauneidechse. Trotzdem kann die Entwicklungszeit nach dem Ablegen der Gelege im Freiland zwischen vier und zehn Wochen betragen (LUTTENBERGER 1978, ECKSTEIN 1993a,b, LENZ & GRUSCHWITZ 1993, GÜNTHER & VÖLKL 1996). Die Jungen aus den Mitte Juli 1995 abgelegten Eiern zweier am Toten Grund gefangener Weibchen (siehe oben) schlüpften nach mindestens 43 und höchstens 50 Tagen im Terrarium am 30.8. (Tab. 11). Nach dem Maximum der (standardisierten) Beobachtungshäufigkeiten von immaturen Schlangen am Endelteich (Abb. 23) bzw. am Toten Grund (Abb. 22) wäre der Schlupftermin der meisten Jungen etwa zwischen Mitte Juli und Ende August anzusetzen, was einer Inkubationszeit von ungefähr sechs bis zehn Wochen entspricht. Allerdings fanden wir auf der Donauinsel schon wesentlich früher, nämlich ab Anfang April, sehr kleine Tiere und fingen auch ein Exemplar mit nur 25 cm GL am 21.4.1998 (Tab. 11). Die kleinsten im Mai gefangenen Nattern hatten Gesamtlängen zwischen 22 und 24 cm (n = 7), die im Juni zwischen 19 und 25 cm (n = 12). Die Diskrepanz zwischen den oben angegebenen wahrscheinlichen Eiablage- (Mitte Juni bis August) sowie Schlupfzeiten (ab Ende Juli) und dem deutlich früheren Auftreten von Ringelnattern mit für Schlüpflinge charakteristischen Gesamtlängen könnte damit erklärt werden, dass spät im Jahr abgelegte Gelege überwintern und aus ihnen erst im nächsten Frühjahr die Jungen schlüpfen, was aber bisher noch nicht beschrieben wurde (GÜNTHER & VÖLKL 1996). Bei der Untersuchung von künstlichen Eiablagestellen (1.11.1992: 1 Gelege, 9 Eier, alle geschlüpft; 16.3.1994: 1 Gelege, 6 Eier, davon 5 geschlüpft; 31.10.1994: 2 Agglomerate, 19 bzw. 53 Eier, alle geschlüpft; 27.4.1999: 2 Agglomerate, 29 Eier, alle geschlüpft bzw. 77 Eier, davon 76 geschlüpft) konnten auch wir keine Indizien für diese Annahme finden. Der von ECKSTEIN (1993b) genannte Schlupftermin Ende Mai (Wuppertal, Deutschland) kann allerdings in diese Richtung interpretiert werden (vgl. GÜNTHER & VÖLKL 1996). Es wäre auch möglich, dass spät im Herbst geschlüpfte Jungtiere durch den Mangel an passenden Futtertieren im Frühjahr kaum an Größe zunehmen und bis in den Mai/Juni nicht deutlich über die Schlupflänge hinauswachsen. Eine weitere Erklärung wäre, dass Weibchen trächtig überwintern (Herbstpaarungen) und die Eier – vielleicht bereits in einem weit entwickelten Zustand der Embryonen – im zeitigen Frühjahr absetzen, wofür ein im Bundesland Salzburg am 28.4.1992 gefundenes relativ frisches Gelege (fide SCHWEIGER) sprechen könnte.

Die letzten an der Erdoberfläche aktiven Ringelnattern wurden (Mitte/)Ende Oktober bzw. (Anfang/)Mitte November festgestellt, wobei immature Nattern in allen Jahren nur höchstens bis in den Oktober angetroffen wurden (Tab. 11). Im Vergleich zu Populationen in Nord- und Mitteleuropa (RITTER & NÖLLERT 1993, GÜNTHER & VÖLKL 1996, KABISCH 1999 und darin zitierte Literatur) sowie im österreichischen Bergland (CABELA et al. in Druck) ist der Rückzug in die Winterquartiere – klimatisch bedingt – gegen das Jahresende verschoben. Die Jahresaktivitätsperiode ist dadurch im Untersuchungsgebiet etwas verlängert. Sie beträgt für die Jahre, in denen auch der Tote Grund regelmäßig bearbeitet wurde, im Durchschnitt 229 Tage (Tab. 11), d. h. etwa siebeneinhalb Monate. In Südungarn sind die Nattern etwas länger, nämlich knapp acht Monate, aktiv (NAGY 1999). Während der Hibernation verharren die Schlangen nicht absolut regungslos in ihren Quartieren (MERTENS 1992, zitiert nach KABISCH 1999). Sie nehmen auch noch kurz vor der Einwinterung Nahrung zu sich, denn noch im Spätherbst auf der Donauinsel gefangene Ringelnattern erbrachen kaum verdaute Froschlurche (Braunfrosch: 14.10.1996, Springfrosch: 18.10.1996, Laubfrosch: 2.11.1994).

4.3 Andere Reptilienarten

Neben Zauneidechse und Ringelnatter, die regelmäßig auf der Donauinsel auftreten, konnten wir fallweise auch einige andere Reptilienarten im Untersuchungsgebiet beobachten, die im Folgenden kurz vorgestellt werden.

1993 wurde eine Schlingnatter, *Coronella austriaca* LAURENTI 1768, im Bereich des Schwalbenteiches festgestellt. Im folgenden Jahr fanden wir vermutlich dasselbe Tier verendet unter einem Stein. Seither wurde die Art auf der Donauinsel nicht mehr beobachtet. Die Schlingnatter gilt als typische Bewohnerin des halboffenen und offenen Hügellandes. Sie nutzt relativ unspezifisch Übergangsbereiche zwischen bewaldeter und offener Landschaft, soferne dichte krautige Vegetation, Gebüsch oder Steinansammlungen vorhanden sind, die ihrem Deckungsbedürfnis entgegenkommen. Die Art bewohnt auch kleinräumigere naturbelassene Biotope in der Kulturlandschaft wie Weingärten, Friedhöfe, Parkanlagen, Wegböschungen und dergleichen. Es ist bei ihr eine besondere Vorliebe für große, spaltenreiche Steinhalden festzustellen. Im typischen Habitat sind neben Flächen mit niedriger Vegetation (Kräuter, Gras, Buschwerk) auch Stellen mit nackten, nach Niederschlägen schnell abtrocknenden Böden (Sand, Steine) vorhanden (VÖLKL 1991, ENGELMANN 1993). In der Literatur gibt es zwar keine Hinweise auf ein Vorkommen der Schlingnatter im ehemaligen Überschwemmungsgebiet, aber die Art ist in der Donauniederung in und um Wien weit verbreitet (TIEDEMANN 1990b). Artgerechte Habitate sind auf der Donauinsel in weiten Bereichen vorhanden.

Die Äskulapnatter, *Elaphe longissima* LAURENTI 1768, konnte nur einmal (1995) auf der Donauinsel, nämlich in der Nähe der Kreimellacke, nachgewiesen werden. Es handelte sich um ein Männchen mit ca. 100 cm Gesamtlänge. Es ist denkbar, dass das Tier mit Materialtransporten für die Herstellung von künstlichen Nistplätzen für die Ringelnatter hierher verschleppt wurde. Mikroklimatisch ist der Lebensraum dieser wärmeliebenden Art durch geringe Temperaturschwankungen und mäßige Feuchtigkeit gekennzeichnet. Sie besiedelt in Österreich bevorzugt lichte Laubwälder, wo sie häufig an den Waldrändern und den Lichtungen, aber auch im Unterwuchs gefunden wird. Daneben bewohnt sie auch felsiges und steiniges, nur wenig bewachsenes Gelände wie nicht zu trockene Steinbrüche oder Schottergruben. Sie scheut nicht die Umgebung des Menschen und sucht oft Unterschlupf auf Dachböden und in Kellern auch von bewohnten Gebäuden (BÖHME 1993, eigene Beobachtungen). In der Wiener Donauniederung (Prater und Untere Lobau) findet die Art in den höher gelegenen, nicht von Überschwemmungen betroffenen Gebieten adäquate Lebensräume, wo sie hauptsächlich die mit Gebüsch bestandenen Waldränder und Waldblößen besiedelt und die durch die Erschließung als Erholungsraum entstandene Parklandschaft nutzt (CABELA 1990b). Sie gehörte nicht zur Fauna des ehemaligen Überschwemmungsgebietes. Die Gegebenheiten in der Umgebung des Toten Grundes entsprechen heute weitgehend den Habitatansprüchen der Äskulapnatter. Wenn in größeren Bereichen der Insel im Laufe der Zeit Wälder aufkommen, würden auch die strukturellen und mikroklimatischen Voraussetzungen für die weitere Verbreitung der Art gegeben sein.

In den Jahren 1995 bis 1997 hielt sich eine wahrscheinlich ausgesetzte Europäische Sumpfschildkröte, *Emys orbicularis* LINNAEUS 1758, am Endelteich auf (JEHLE et al. 1997 und eigene Beobachtungen). Die Art, die in den Schriften über die Fauna des Inundationsgebietes nicht erwähnt wird, wird gegenwärtig wiederholt in den Wiener und niederösterreichischen Donauauen aufgefunden. Das nacheiszeitliche Vorkommen der Europäischen Sumpfschildkröte in

diesem Raum ist durch subfossiles Material belegt; ob die heutigen Bestände auf ursprüngliche Populationen zurückgehen oder durch Aussetzungen begründet wurden, wird möglicherweise nicht mehr eindeutig zu klären sein (GRILLITSCH 1990). In den Donauauen unterhalb Wiens sind aber Stellen bekannt, wo sich die Art erfolgreich fortpflanzt (LUTSCHINGER 1988, RÖSSLER 1999). Die wärmeliebende Europäische Sumpfschildkröte besiedelt Gewässer unterschiedlicher Größe und Tiefe, soferne sie einen schlammigen Grund besitzen, reichlich mit untergetauchten Pflanzen ausgestattet und an ihnen geschützte Sonnplätze vorhanden sind. Die Eier werden an sandigen, überschwemmungssicheren, besonnten Stellen vergraben (GRILLITSCH 1990).

Seit 1994 leben drei Rotwangen-Schmuckschildkröten, *Trachemys scripta elegans* (WIED 1839), am Tritonteich (fide SEHNAL und eigene Beobachtungen) und auch im Gebiet des Toten Grundes wurden Schildkröten dieser Art schon vor etlichen Jahren ausgesetzt. Wir fanden bei Niederwasser 1997 Panzer- und Skelettreste, 1997 und 1998 je ein lebendes Tier, das sich auf abgestorbenen Baumstämmen über dem Wasser sonnte. Die in Nordamerika heimische Rotwangen-Schmuckschildkröte wurde bis vor einigen Jahren in ganz Europa als Heimtier im Tierhandel billig angeboten und vor allem in der Umgebung von Großstädten häufig von überdrüssigen Tierhaltern ausgesetzt, so auch vielfach in Wien (CABELA 1990c). Die Art kann unter unseren klimatischen Bedingungen überwintern, ob sie sich in Mitteleuropa – wie etwa in Südfrankreich (ARVY & SERVAN 1996) – im Freiland fortpflanzt, ist unbekannt, aber nicht auszuschließen (FRITZ 1996). Die ökologischen Nischen der heimischen und der nordamerikanischen Sumpfschildkröte scheinen sich in weiten Bereichen zu überlappen. Durch schnelleres Wachstum, früheres Erreichen der Geschlechtsreife und Nahrungskonkurrenz kann die Rotwangen-Schmuckschildkröte die Europäische Sumpfschildkröte verdrängen (ARVY & SERVAN 1996). Die Freilassung einer nicht heimischen Tierart bedeutet Faunenverfälschung und ist dementsprechend nach dem Wiener Naturschutzgesetz verboten. Zwar ist seit 1997 der Handel mit Rotwangen-Schmuckschildkröten nur eingeschränkt möglich (EU-VERORDNUNG 3897, Anhang B), an ihrer Stelle werden aber nun zunehmend andere Schildkrötenarten importiert, deren Aussetzung ebenso abzulehnen ist.

5. Schutzkonzept – Entwicklungs- und Pflegemaßnahmen

Anhand der Biotopwahl im mitteleuropäischen Verbreitungsgebiet und der speziellen Habitatansprüche der Arten im Untersuchungsgebiet wurden Zielvorstellungen und Leitlinien zur Förderung der Reptilienbestände auf der Donauinsel formuliert (CABELA et al. 1995). Auf die Notwendigkeit, für den zoologischen Artenschutz regionale Untersuchungen durchzuführen, weisen NETTMANN (1991) und VEITH (1992) hin. Das von uns entworfene Artenhilfsprogramm ist in erster Linie auf Zauneidechse und Ringelnatter abgestimmt, die meisten vorgeschlagenen Maßnahmen könnten aber gegebenenfalls auch den anderen im Wiener Donauraum heimischen Kriechtieren zugute kommen. Aus den Erhebungsdaten haben sich folgende Maßnahmen als vorrangig erwiesen:

Der Isolation der Bestände sollte entgegengewirkt werden, durch

- Schaffung von geeigneten Habitaten im näheren und weiteren Umfeld der bereits bewohnten Lebensräume für Neubesiedelung und
- Schaffung von Ausbreitungswegen.

Zweckdienlich für die Sicherung und Förderung der bestehenden (Teil)Populationen sind

- Verbesserung der Biotopqualität,
- Verminderung der Störung durch Freizeitaktivitäten der Inselbesucher und
- Planung von Pflegemaßnahmen.

Wichtigster Punkt eines Artenhilfsprogrammes ist die Sicherung ausreichend großer und miteinander vernetzter Bereiche, die als Lebensraum für die zu fördernden Arten geeignet sind (KÜHNEL 1993). Angesichts der relativ großen Aktionsräume der Ringelnatter (MADSEN 1984, MERTENS 1992 – zitiert nach ECKSTEIN 1993c, ECKSTEIN 1993a) und bei den auf der Donauinsel zu betrachtenden Distanzen sollte genetischer Austausch zwischen den Beständen an den vier großen Inselgewässern entlang der Ufer von Donau und vom Entlastungsgerinne möglich sein. Durch die ausgezeichneten Schwimmleistungen der Natter (ANDERS 1987) ist auch ein Individuenaustausch mit den Populationen in der Oberen Lobau denkbar, allerdings dürfte die stark befahrene Uferstraße ein nicht zu unterschätzendes Hindernis darstellen. Demgegenüber ist der Zauneidechsenbestand auf der Donauinsel von anderen Vorkommen im Wiener Raum durch die Donauarme isoliert und auch auf der Insel selbst liegen Distanzen von mehreren Kilometern zwischen den einzelnen, zum Teil sehr kleinen (Teil)Populationen. Bei der geringen Mobilität der Zauneidechse (JABLOKOW et al. 1980) bedarf es für ihre Ausbreitung eines sehr dichten Netzes von zusagenden Flächen.

Durch die Neugestaltung des Donauufers im Zuge der Errichtung der Staustufe Freudenau war die Möglichkeit gegeben, auch auf die Bedürfnisse von Reptilien abgestimmte Gestaltungsmaßnahmen vorzunehmen. Bereits ein, zwei Jahre nach Abschluss der Erdbewegungen haben Ringelnattern wie Zauneidechsen stellenweise die neuen Uferstrukturen besiedelt. Das lässt darauf hoffen, dass das linke Donauufer für beide Arten neue Siedlungsmöglichkeiten und Ausbreitungswege bietet und damit die Vernetzung der einzelnen Teillebensräume fördern wird. Voraussetzung ist, dass ausreichend große Uferabschnitte durch geeignete Wegeführung und Abschirmung (z. B. dichte Gehölzpflanzungen) von allzu großem Besucherdruck auch künftig entlastet bleiben. Als Förderungsmaßnahmen für beide Reptilienarten können in den Uferbereichen Gliederung und Deckung bietende Strukturelemente ausgebracht werden, was sich schon an den reiferen Inselgewässern bewährt hat. Obwohl die Ausbreitungsmöglichkeiten für Reptilien auf der Insel im Vergleich zu einer natürlichen, ungestörten Aulandschaft weiterhin eingeschränkt sind, stellen die neuen Uferstrukturen eine Verbesserung gegenüber dem anfänglichen Zustand dar und werden die Durchgängigkeit der Insel voraussichtlich für beide Arten steigern. Ob auch der Mittelteil der Insel – eventuell durch noch vorzunehmende Verbesserungen – für beide Arten überwindbar wird, werden die Studien in den kommenden Jahren zeigen. Der Mittelteil der Insel entspricht in seiner gegenwärtigen Ausstattung weder für die Zauneidechse noch für die Ringelnatter den Anforderungen an Lebensraum und zügige Ausbreitung.

Für jeden Reptilienlebensraum wurden spezielle Entwicklungs- und Förderungsmaßnahmen vorgeschlagen, die laufend umgesetzt werden. Die Programme müssen allerdings – vor allem aufgrund der fortschreitenden Sukzession der Vegetation – jährlich den neuen Gegebenheiten angepasst werden. Das Ziel ist, in diesem anthropogenen und in weiten Bereichen intensiv als Erholungsraum genutzten Areal die für die Lebensabläufe und Verhaltensweisen der Reptilien notwendige Strukturvielfalt zu schaffen und fortan zu erhalten. So wurde veranlasst, dass Materialien, die bei Pflegearbeiten anfallen, wie Schilf, Gras, Laub, Reisig oder Schwemmgut, aus

der Donau nicht abtransportiert, sondern zu einem Teil auf der Insel deponiert werden. In Bereichen mit hohen Gras- und Staudenbeständen wurden über die Krautschicht hinausragende lückenreiche Steinhaufen, Wurzelstöcke und Ähnliches ausgelegt und auch bald von Eidechsen und Schlangen als Sonn- und Versteckplätze angenommen (Abb. 24). Schon wenige Jahre nach ihrer Errichtung haben sich an den künstlichen Gewässern die Pflanzen so stark entwickelt, dass es notwendig wurde, das Gehölz (v. a. den jungen Pappelaufwuchs) stellenweise regelmäßig auszulichten (vgl. TEUFL 2002). Damit konnte ein abwechslungsreiches Mosaik von besonnten und beschatteten Flächen geschaffen werden. Am Toten Grund sorgen seit einigen Jahren Biber für Sonneninseln zwischen den Weiden und den jüngeren Pappeln im Uferbereich (Abb. 4).



Abb. 25: Künstlicher Eiablageplatz für Ringelnattern. Auf eine Lage von Reisig wird als Eiablagesubstrat Pferdedung und Laub aufgebracht. Foto: A. Cabela

Man made hatchery for Grass Snakes (*Natrix natrix*). Upon a layer of small dead branches and twigs horse dung and dead leaves are applied as oviposition substrate.



Abb. 24: Über die Vegetation hinausragende spaltenreiche Stein- und Sandhaufen werden von Eidechsen als Sonn- und Versteckplatz gerne angenommen. Foto: A. Cabela

Heaps of sand and stones, surpassing the ambient vegetation are readily accepted as basking and hiding sites by Sand Lizards (*Lacerta agilis*).

Abb. 26: Die künstlichen Eiablagestellen für Ringelnattern werden mit einer dünnen Lage aus Ausand abgedeckt, damit sie nicht Feuer fangen können. Foto: A. Cabela

The man made hatcheries for Grass Snakes (*Natrix natrix*) are covered with a thin layer of sand, so that they cannot catch fires.



Im Allgemeinen ist das Anlegen von künstlichen Eiablageplätzen nur dann zweckmäßig, wenn die Vernetzung von natürlichen Nistplätzen mit den Nahrungsrevieren unterbunden worden ist. Durch die Verbesserung des Fortpflanzungserfolges kann aber eine Hebung der Populationsdichten und damit die Expansion des Bestandes in benachbarte, artgerechte Lebensräume unterstützt werden. Während der Errichtung der Staustufe Freudenau war ein relativ breiter Saum aus dem Inundationsgebiet erhalten gebliebener alter Bäume am Donauufer gerodet worden, unter denen sich im Laufe der Jahre stellenweise dicke Lagen von Laub, Reisig und Schwemmgut angesammelt hatten. Am Toten Grund sollte für diese natürlichen Eiablagestellen der Ringelnatter Ersatz geschaffen werden. Auch sollte die Festigung der individuenarmen Reptilienbestände an den jüngeren Teichen unterstützt werden. An allen größeren Gewässern wurden daher künstliche Eiablageplätze errichtet. Für Ringelnattern wurden größere Haufen (zwischen 6 m^3 und 20 m^3) aus verschiedenen, als Eiablagesubstrat geeigneten organischen Materialien so deponiert, dass dadurch für die benachbarten Gewässer keine Gefährdung durch übermäßigen Nährstoffeintrag entstehen konnte. Verwendet wurden Sägemehl, Schilf, Gras, Laub und Rindenschnitzel, die bei Pflegearbeiten auf der Insel anfallen, sowie Pferdedung, der aus der Lobau zugeführt wurde. Bei allen Haufen wurde zuunterst eine ca. 60 cm dicke Lage Reisig zur besseren Durchlüftung und zur Vermeidung von Staunässe ausgelegt, darauf wurden in wechselnden Schichten das jeweilige Feinsubstrat, Reisig und dickere Äste aufgebracht. Um zu verhindern, dass die Haufen Feuer fangen – und mit ihnen eventuell auch die benachbarten Gehölzpflanzungen – wurden sie mit einer ca. 10 cm dicken Lage Ausand abgedeckt (Abb. 25 und 26). Nach unseren Erfahrungen hat sich ein Gemisch aus Pferdedung und Laub als Eiablagesubstrat am besten bewährt (Abb. 27 und 28); bereits im Jahr der Errichtung wurde dieser Haufen als Nistplatz angenommen. Am ungünstigsten hat sich Schilf erwiesen: In einem kaum zehn Meter vom Endelteich entfernten Reisig-Schilf-Haufen konnten zwei Jahre nach der Errichtung noch keine Gelege festgestellt werden, obwohl er von Ringelnattern nachweislich als Versteck genutzt wurde. Das Substrat zeigte nach dieser Zeit auch noch keinerlei Anzeichen beginnender Verrottung. Detaillierte Anleitungen für die Anlage von künstlichen Eiablageplätzen für Ringelnattern wurden von ZUIDERWIJK et al. (1993) veröffentlicht.

Durch die Sandauflage wurden die ursprünglich nur für Ringelnattern vorgesehenen Eiablageplätze im Gebiet des Toten Grundes auch für Zauneidechsen attraktiv. Desgleichen wurden eigens für die Eidechsen aus Blocksteinen (25–40 cm Durchmesser), Bruchsteinen (5–10 cm Durchmesser) und Ausand im Herbst 1994 errichtete, ca. 1,5 m hohe Hügel innerhalb von zwei Jahren besiedelt. Wir beobachteten seither jedes Jahr einzelne adulte Zauneidechsen und mehrere Schlüpflinge auf diesen „Eidechsenhügeln" (Abb. 24).

Angesichts der Bedeutung der Donauinsel als Naherholungsraum und den damit verbundenen Besuchermassen ist es unumgänglich notwendig, in einigen Bereichen (v. a. im Umland der Teiche und des Toten Grundes) den Zutritt für Spaziergänger und Badende zu erschweren. Ringelnattern reagieren auf häufige Störungen in ihrem Lebensraum negativ (ECKSTEIN 1993c). Auch unsere Erhebungen zeigten, dass die Schlangen unzugängliche oder zumindest durch dichteres Gestrüpp von drei bis vier Meter Breite gegen häufig begangene Pfade und Liegeflächen abgeschirmte Uferstreifen bevorzugen. Die Zauneidechsen reagieren auf Beunruhigung weniger empfindlich. Die Nutzung der Wiesen durch Menschen scheint sogar zu einer für die Eidechsen günstigen Strukturierung der Pflanzendecke am Toten Grund beizutragen: Trampelpfade oder verlassene Liegestellen dienen im Hochsommer, wenn die Vegetation sehr hoch ist, in den frühen Morgenstunden oder am späten Nachmittag als Sonnplatz für die

Eidechsen. Durch geeignete Wegeführung können die Besucher von besonders störungsempfindlichen Bereichen abgelenkt werden. Die sensibelsten Stellen sollten mit einem lückigen Lattenzaun umzäunt werden. So könnten beispielsweise die Eiablagestellen der Zauneidechse, deren Eisterblichkeit durch Betreten der Nistplätze deutlich erhöht wird (STRIJBOSCH 1988), gesichert werden.

Sowohl das von der zuständigen Magistratsabteilung 45 verfolgte ökologische Leitbild als auch die intensive Nutzung des Gebietes durch Erholung Suchende machen regelmäßige Pflegemaßnahmen auf der Insel unerlässlich. So müssen beispielsweise Wiesenflächen gemäht, Wegränder offen gehalten und Gehölze bzw. Schilf zurückgeschnitten werden; an den als „Sukzessionsflächen" gewidmeten Stellen muss der Boden in regelmäßigen Zeitabständen aufgerissen werden. Damit bei allen derartigen Aktionen die Störung und Beeinträchtigung der Reptilienbestände minimiert werden kann, wird jährlich ein Maßnahmenkalender für die durchführenden Arbeitsgruppen erstellt; darin werden die zugunsten der Kriechtiere vorzunehmenden Verrichtungen kurz zusammengefasst und Richtlinien vorgegeben, in welchen Monaten und unter welchen Wetterbedingungen die Eingriffe vorzunehmen sind. Tabelle 12 gibt ein Beispiel für einen derartigen Maßnahmenkalender für das Jahr 1997.



Abb. 27: An dem Anschnitt dieser künstlichen Ringelnatter-Eiablagestelle sind die Lagen unterschiedlicher Substrate ersichtlich: zuoberst Ausand, darunter ein Gemisch aus gehäckselten Zweigen, Pferdedung und Laub, zuunterst Reisig. Foto: A. Cabela

At the cross section of this man made hatchery for Grass Snakes (*Natrix natrix*) the positions of different substrate layers are to be seen: first sand, under it a mixture made of dung, dead leaves and small twigs, at the bottom brushwood.





Abb. 28: Ringelnatter-Gelege eingebettet zwischen Zweigen in einer Lage aus Pferdedung-Laub-Kompost. Foto: A. Cabela

Clutch of Grass Snake (*Natrix natrix*) eggs embedded between small branches in compost from dung and dead leaves.

Tab. 12: Alljährlich wird ein Maßnahmenkalender für die durchführenden Arbeitsgruppen erstellt, worin die zugunsten der Kriechtiere vorzunehmenden Maßnahmen mit einem Zeitplan kurz zusammengefasst und Hinweise zu anderen notwendigen Eingriffen gegeben werden.

In each year a "calendar of measures" is prepared for the executing working groups, where measures in favour of the reptiles are summarised briefly and notes to other necessary interventions are given.

MASSNAHMENKALENDER 1997

JÄNNER	Markierung der auszuschneidenden Gehölze (Tritonteich, Schwalbenteich – vor allem an der Demonstrationswand). Schilfschnitt am Schwalbenteich und Endelteich.
FEBER	Ausschneiden der Gehölze (kleinere Äste, Zweige an Ort und Stelle zu Reisighaufen legen), Auslichten des Gebüsches innerhalb der Abzäunung beim Endelteich.
APRIL	Umsetzen und Aufstocken des Pferdedunghaufens unterhalb der Kreimellacke mit abwechselnden Lagen von Pferdedung und Reisig, Sandabdeckung anbringen. **Zu Monatsende**: Wenn Eidechsenhügel und Rindenschnitzelhaufen zwischen Kreimellacke und Altwasser stark verwachsen sind, Vegetation lückig auslichten, indem auf circa 30 x 30 cm großen Flächen der Pflanzenbewuchs knapp über der Erde abgeschnitten oder vorsichtig ausgerissen wird, zwischen den so freigelegten Rohbodenflächen Pflanzen belassen.
MAI	Störung in den Lebensräumen vermeiden – Eiablage der Zauneidechse!
JUNI	Störung in den Lebensräumen vermeiden – Eiablage der Kriechtiere! Zu dichte Vegetation auf den Ringelnattereiablageplätzen (Komposthaufen beim Endelteich, Komposthaufen südlich der Kreimellacke und unterhalb des Schwalbenteiches) bei Bedarf vorsichtig lückig auslichten, indem auf circa 30 x 30 cm großen Flächen der Pflanzenbewuchs einige Zentimeter über der Erde abgeschnitten wird, dazwischen Pflanzen belassen. Jetzt Pflanzen nicht mehr ausreißen und Rohboden nicht freilegen! Beschattende Gehölze und Stauden im Umfeld der Eidechsenhügel und des Rindenschnitzelhaufens zwischen Kreimellacke und Altwasser rückschneiden.
JULI	Störung in den Lebensräumen vermeiden – Eiablage der Ringelnatter!
SEPTEMBER	Ab Monatsmitte gegebenenfalls Sandabdeckung für im Laufe des Jahres aufgelegte Reisig-Schilf(etc.)-Haufen vornehmen (Hauptmasse der Jungtiere bereits geschlüpft, Winterquartiere durch Ringelnattern noch nicht bezogen!).
ALLE MONATE	M ä h e n – Grundsätzlich darf im Umfeld der Reptilienlebensräume nicht mit schwerem Gerät gemäht werden. Nur bei Wetterlagen, die Reptilienaktivität minimieren, das heißt bei kühlem, windigem Wetter schneiden; feuchtwarmes Wetter ebenfalls wegen erhöhter Amphibienaktivität meiden. Schnitthöhe mindestens 5 cm.

Literatur

ANDERS K. (1987): Zielgerichtete Wanderbewegung der Ringelnatter (*Natrix natrix*) im Neusiedler See. – ÖGH-Nachrichten, Wien, **10/11**: 37–38.

ARVY C. & J. SERVAN (1996): Imminent competition between *Trachemys scripta* and *Emys orbicularis* in France. – Mertensiella, Rheinbach, **10**: 33–40.

BAUER K., HERZIG-STRASCHIL B. & H. WINKLER (1975): Wirbeltierfauna des Überschwemmungsgebietes und der Donauinsel: Bestand und Prognose, mit Richtlinien für die ökologische Gestaltung. – Im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, MA 18. Unveröffentlicht.

BISCHOFF W. (1984): *Lacerta agilis* LINNAEUS 1758 – Zauneidechse. – In: BÖHME W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 2/I, Echsen (Sauria) II, Lacertidae II: Lacerta. Aula Verlag, Wiesbaden, pp. 23–68.

BÖHME W. (1993): *Elaphe longissima* – Äskulapnatter. – In: BÖHME W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 3/I, Schlangen I, Aula Verlag, Wiesbaden, pp. 331–372.

BRANDENBURG C. & H. J. KUGLER (1989): Pflegekonzept Donauinsel: Vorschläge zur Pflege der Vegetation der Donauinsel und der linken Dammverstärkung. – Im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, MA 45 – Wasserbau. Unveröffentlicht.

BRÜGGEMANN P. (1990): Zauneidechse (*Lacerta agilis* LINNAEUS 1758). – In: Reptilienschutz in Nordrhein-Westfalen – Naturschutzzentrum/NRW Seminarberichte, Recklinghausen, Heft **9**: 14–17.

CABELA A. (1990a): Ringelnatter. *Natrix natrix natrix* (LINNAEUS 1758). – In: TIEDEMANN F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Jugend & Volk, Edition Wien, Wien, pp. 148–154.

CABELA A. (1990b): Äskulapnatter. *Elaphe longissima longissima* (LAURENTI 1768). – In: TIEDEMANN F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Jugend & Volk, Edition Wien, Wien, pp. 166–172.

CABELA A. (1990c): Faunenfremde Arten. – In: TIEDEMANN F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Jugend & Volk, Edition Wien, Wien, pp. 175–179.

CABELA A., GRILLITSCH H., HAPP H., HAPP F. & R. KOLLAR (1992): Die Kriechtiere Kärntens. – Carinthia II, Klagenfurt, **102**: 195–316.

CABELA A., GRILLITSCH H. & F. TIEDEMANN (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Lurche und Kriechtiere (Amphibia, Reptilia), 1. Fassung 1995. – Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien, 88 pp.

CABELA A., GRILLITSCH H. & F. TIEDEMANN (in Druck): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. – Umweltbundesamt Wien.

CABELA A. & H. TEUFL (1994, 1996): Bestandsaufnahme der Reptilien und Vorschläge für Strukturverbesserungen auf der Donauinsel. Projektteil I. bzw. III. Untersuchunggszeitraum 1993 bzw. 1995. – Im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, MA 45 – Wasserbau. Unveröffentlicht.

CABELA A. & H. TEUFL (1997): Untersuchungen zur Entwicklung der Amphibien- und Reptilienfauna auf der Wiener Donauinsel. Untersuchungszeitraum 1996. – Im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, MA 45 – Wasserbau. Unveröffentlicht.

CABELA A. & H. TEUFL (1998a): Untersuchungen zur Entwicklung der Amphibien- und Reptilienfauna auf der Wiener Donauinsel mit besonderer Berücksichtigung der „Stauentwicklung Freudenau". Untersuchungszeitraum 1997. – Im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, MA 45 – Wasserbau. Unveröffentlicht.

CABELA A. & H. TEUFL (1998b): Reptilien. – In: CABELA A., CHOVANEC A., GRESSLER S., GRÖTZER C., PASCHER K., RAAB R., TEUFL H. & R. WIMMER: Monitoring der Besiedlung und ökologischen Entwicklung neugeschaffener Uferstrukturen auf der Donauinsel 1998–2001: 1. Zwischenbericht: Ergebnisse der Untersuchungen 1998. – Im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, MA 45 – Wasserbau und des Bundesministeriums für Wissenschaft und Verkehr, pp. 7/1–7/16. Unveröffentlicht.

CABELA A., TEUFL H. & K. WIENER (1995): Bestandsaufnahme der Reptilien und Vorschläge für Strukturverbesserungen auf der Donauinsel. Projektteil II. Untersuchunggszeitraum 1994. – Im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, MA 45 – Wasserbau. Unveröffentlicht.

CHOVANEC A., GOLDSCHMID U., GRÖTZER C., WANZENBÖCK-ENDEL S. E., HANUS-ILLNAR A. & G. HOBIGER (1993): Das Tritonwasser – Bedeutung eines neugeschaffenen Feuchtgebietes auf der Donauinsel in Wien sowie seine Besiedlung durch Amphibien und Libellen. – Monographien des Umweltbundesamtes **37**, Wien.

CRUMP M. L. & N. J. SCOTT (1994): Visual encounter surveys. – In: HEYER R. [& al.] (eds.): Measuring and monitoring biological diversity. Smithsonian Institution Press, Washington, London, pp. 84–92.

DONNELLY M. A. & GUYER C. (1994): Mark-recapture. – In: HEYER R. [& al.] (eds.): Measuring and monitoring biological diversity. Smithsonian Institution Press, Washington, London, pp. 183–200.

DUNHAM A. E., MORIN P. J. & H. M. WILBUR (1988): Methods for the study of reptile populations. – In: GANS C. & R. B. HUEY (eds.): Biology of the Reptilia. Vol. 16, Ecology B, Defense and life history. A. R. LISS, New York, pp. 331–385.

DÜRINGEN B. (1897): Deutschlands Amphibien und Reptilien. – Creuz´sche Verlagsbuchhandlung, Magdeburg, 676 pp.

ECKSTEIN H. P. (1993a): Untersuchungen zur Ökologie der Ringelnatter (*Natrix natrix* LINNAEUS 1758). – Jahrbuch f. Feldherpetologie, Beiheft 4, Verlag Ökologie & Faunistik, Duisburg, 145 pp.

ECKSTEIN H. P. (1993b): Zur Ökologie der Ringelnatter (*Natrix natrix*) in Deutschland. – Mertensiella, Bonn, **3:** 157–170.

ECKSTEIN H. P. (1993c): Lebensraumveränderungen und Schutz der Ringelnatter (*Natrix natrix* LINNAEUS 1758) im Bergischen Land, NRW. – Mertensiella, Bonn, **3**: 199–210.

ELBING K. (1993): Freilanduntersuchungen zur Eizeitigung bei *Lacerta agilis*. – Salamandra, Bonn, **29** (3/4): 173–183.

ELBING K. (1995): Raumnutzungsstrategien und Größe der individuellen Aktivitätsbereiche – Erfassung- und Interpretationsprobleme dargestellt am Beispiel adulter Zauneidechsen (*Lacerta agilis*). – Zeitschrift für Feldherpetologie, Magdeburg, **2**: 37–53.

ELBING K. (1997): Anmerkungen zu Überschneidungen individueller Aktivitätsbereiche bei Zauneidechsen (*Lacerta agilis*). – Zeitschrift für Feldherpetologie, Magdeburg, **4**: 93–100.

ELBING K., GÜNTHER R. & U. RAHMEL (1996): Zauneidechse – *Lacerta agilis* LINNAEUS 1758. – In: GÜNTHER R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. G. Fischer Verlag, Jena, pp. 535–557.

ENGELMANN W. E. (1993): *Coronella austriaca* – Schlingnatter, Glatt- oder Haselnatter. In: BÖHME W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 3/I, Schlangen I, Aula Verlag, Wiesbaden, pp. 20–245.

FELDMANN R. (1968): Verbreitung und Ökologie der Ringelnatter, *Natrix natrix* (LINNAEUS 1758), in Westfalen. – Abhandlungen des Landesmuseums für Naturkunde Münster, **32**: 13–19.

FORMAN P. & H. P. ECKSTEIN (1993): Untersuchungen zur Habitatnutzung eines inselartigen Vorkommens der Ringelnatter (*Natrix natrix*) im nördlichen Münsterland (Westfalen) mit Angaben zur Lebensraumpflege und -entwicklung. – Mertensiella, Bonn, **3**: 181–188.

FRITSCH K. (1865): Ergebnisse mehrjähriger Beobachtungen über die periodischen Erscheinungen in der Flora und Fauna Wiens. – Denkschriften der kaiserlichen Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Classe, Wien **24**: 13–43.

FRITZ U. (1996): Fremdländische Wasserschildkröten. – In: GÜNTHER R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. G. Fischer Verlag, Jena, pp. 534–535.

GLANDT D. (1976): Ökologische Beobachtungen an niederrheinischen *Lacerta*-Populationen, *Lacerta agilis* und *Lacerta vivipara* (Reptilia, Sauria, Lacertidae). – Salamandra, Frankfurt am Main, **12** (3): 127–139.

GLANDT D. (1977): Über eine *Lacerta agilis/Lacerta vivipara*-Population, nebst Bemerkungen zum Sympatrie-Problem. – Salamandra, Frankfurt am Main, **13**: 13–21.

GLANDT D. (1979): Beitrag zur Habitat-Ökologie von Zauneidechse (*Lacerta agilis*) und Waldeidechse (*Lacerta vivipara*) im nordwestdeutschen Tiefland, nebst Hinweisen zur Sicherung von Zauneidechsen-Beständen. – Salamandra, Frankfurt am Main, **15** (1): 13–30.

GOLDSCHMID U. (1997): Das ökologische Konzept der Donauinsel: Beispiel Biotopverbund und Managementmaßnahmen. – In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Linz, Stapfia **51**: 27–43.

GOLDSCHMID U. & C. GRÖTZER (1993): Innovation Grün – Lebensräume von Menschenhand – Ein wasserbauliches Arbeitsbuch. – Magistratsabteilung 45 – Wasserbau (Hrsg.), Bohmann Druck & Verlag, Wien.

GRILLITSCH H. (1990): Europäische Sumpfschildkröte. *Emys orbicularis* (LINNAEUS 1758). – In: TIEDEMANN F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Jugend & Volk, Edition Wien, Wien, pp. 118–124.

GRILLITSCH B., GRILLITSCH H., HÄUPL M. & F. TIEDEMANN (1983): Lurche und Kriechtiere Niederösterreichs. – Fakultas Verlag, Wien, 176 pp.

GÜNTHER R. & W. VÖLKL (1996): Ringelnatter – *Natrix natrix* (LINNAEUS 1758). – In: GÜNTHER R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. G. Fischer Verlag, Jena, pp. 666–684.

HAHN-SIRY G. (1996): Zauneidechse – *Lacerta agilis* (LINNAEUS 1758). – In: BITZ A., FISCHER K., SIMON L., THIELE R. & M. VEITH: Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. Bd. 2, Landau (zugl. Fauna und Flora Rheinland-Pfalz, Beiheft **18/19**): 345–356.

HOUSE S. & I. SPELLERBERG (1980): Ecological factors determining the selection of egg incubation sites by *Lacerta agilis* L. in southern England. – In: COBORN J. (ed.): Proceedings of the European Herpetological Symposium 1980. Cotswold Wild Life Park, Oxford, pp. 41–54.

HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.) (1997): Populationsbiologie von Amphibien: Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. – Linz, Stapfia **51**, 270 pp.

HOFER U., GROSSENBACHER K. (1986): Die Zauneidechse. Lebensweise und Schutzmöglichkeiten. – KARCH [Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz Schweiz], Bern, 5 pp.

JABLOKOW A. W., BARANOW S. S. & A. S. ROZANOW (1980): Population structure, geographic variation and microphylogenesis of the Sand Lizard (*Lacerta agilis*). – In: HECHT M. K., STEERE W. C. & B. WALLACE (eds.): Evolutionary Biology. Vol. 12. Plenum press, New York, pp. 91–127.

JEHLE R, ELLINGER N. & W. HÖDL (1997): Der Endelteich der Wiener Donauinsel und seine Fangzaunanlage für Amphibien: ein sekundäres Gewässer für populationsbiologische Studien. – In: HÖDL W.,

JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Linz, Stapfia **51**: 85–102.

KABISCH K. (1974): Die Ringelnatter. – Neue Brehm Bücherei 483 (2. Aufl.), Ziemsen Verlag, Wittenberg, Lutherstadt.

KABISCH K. (1999): *Natrix natrix* (LINNAEUS 1758) – Ringelnatter. – In: BÖHME W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 3/IIA: Schlangen II, Aula-Verlag, Wiebelsheim, pp. 513–580.

KOLLAR R. (1990): Zauneidechse. *Lacerta agilis agilis (*LINNAEUS 1758). – In: TIEDEMANN F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Jugend & Volk, Edition Wien, Wien, pp. 135–140.

KORSÓS Z. & W. BISCHOFF (1997): *Lacerta agilis* (LINNAEUS 1758). – In: GASC J.-P. & al. (eds.): Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe. Societas Europaea Herpetologica & Musée National d´ Histoire Naturelle (IEGB/SPN), Paris, pp. 230–231.

KÜHNEL K. D. (1991): Untersuchung zur Biologie und Ökologie der Ringelnatter (*Natrix natrix*) in Berlin (West) (Untersuchungszeitraum 1990). – Im Auftrag der Senatsverw. f. Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin, Abt. III. Unveröffentlicht.

KÜHNEL K. D. (1993): Die Ringelnatter (*Natrix natrix*) in Berlin – Untersuchungen für ein Artenhilfsprogramm in einem urbanen Ballungsraum. – Mertensiella, Bonn, **51**: 211–226.

LENZ S. & M. GRUSCHWITZ (1993): Zur Merkmalsdifferenzierung und -variation der Würfelnatter, *Natrix tessellata* (LAURENTI 1768) in Deutschland. – Mertensiella, Bonn, **3**: 269–300.

LUTSCHINGER G. (1988): Zur Fortpflanzung von *Emys orbicularis* (L.) in den Donauauen bei Wien. – Herpetozoa, Wien, **1** (3/4): 143–146.

LUTTENBERGER F. (1978): Schlangen Österreichs. – Fakultas-Verlag, Wien, 68 pp.

MADSEN T. (1984): Movements, home range size and habitat use of radio-tracked Grass Snakes (*Natrix natrix*) in southern Sweden. – Copeia, **1984** (3): 707–713.

MARIANI A. (1935): Spaziergang im Inundationsgebiet. – Blätter f. Naturkunde u. Naturschutz, Wien, **22**: 90–92.

MERTENS D. (1992): Ökoethologisch-radiotelemetrische Untersuchungen an einer Population der Ringelnatter (*Natrix natrix* L.) – unter besonderer Berücksichtigung der Populationsstruktur, Aktivität, Ressourcenausnutzung und Thermoregulation. – Dissertation, Marburg/Lahn, 145 pp.

MERTENS D. (1995): Population structure and abundance of Grass Snakes, *Natrix natrix*, in Germany. – Journal of herpetology, Ohio, **29** (3): 454–456.

MERTENS R. (1947): Studien zur Eidonomie und Taxonomie der Ringelnatter (*Natrix natrix*). – Abhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft, Frankfurt am Main, **476**: 1–38.

MICHLMAYR F. (1997): Vom Römerlager Vindobona zur Donauinsel: Donauregulierungen im Wiener Stadtgebiet. – In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Linz, Stapfia **51**: 13–25.

MUTZ T. & S. DONTH (1996): Untersuchungen zur Ökologie und Populationsstruktur der Zauneidechse (*Lacerta agilis*) an einer Bahnlinie im Münsterland. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Magdeburg, **3**: 123–132.

NAGY Z. T. (1999): Ökologische und morphologische Untersuchungen der Ringelnatter, *Natrix natrix* (L) am Fehér-tó bei Szeged. – Diplomarbeit, József Attila Universität, Naturwissenschaftliche Fakultät, Lehrstuhl für Ökologie, Szeged, 88 pp. (in Ungarisch mit deutscher und englischer Zusammenfassung).

NETTMANN H. K. (1991): Zur Notwendigkeit regionalisierter Untersuchungen für den zoologischen Artenschutz. – In: HENLE K. & KAULE G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland, Forschungszentrum Jülich, (zugl. Berichte aus der Ökologischen Forschung, Band **4**): 106–113.

NICHOLSON A. M. & I. F. SPELLBERG (1989). Activity and home range of the lizard *Lacerta agilis* L. – Herpetological Journal, London, **1**: 362–365.

NULAND G. J. VAN & H. STRIJBOSCH (1981): Annual rhythmics of *Lacerta vivipara* JACQUIN and *Lacerta agilis agilis* L. (Sauria, Lacertidae) in the Netherlands. – Amphibia-Reptilia, Wiesbaden, **2**: 83–95.

PRIESTER G. (1939): Über die Anzahl der Muskelfasern des *M. genioglossus* und des *M. satorius* bei jungen und erwachsenen Tieren einheimischer Lacertenarten. – Dissertation, Universität Wien. Unveröffentlicht.

QUINN H. (1974): Squeeze box technique for measuring snakes. – Herpetological Review, Milwaukee, **5** (2): 35.

RAHMEL U. & S. MAYER (1987): Populationsökologische Daten und metrische Charaktere einer Population von *Lacerta agilis argus* (LAURENTI 1768) aus Niederösterreich. – Salamandra, Bonn, **23**(4): 241–255.

RAHMEL U. & S. MAYER (1988): Populationsökologische Daten von *Lacerta agilis argus* (LAURENTI 1768) aus Niederösterreich. – Mertensiella, Bonn, **1**: 220–234.

RITTER A. & A. NÖLLERT (1993): Beobachtungen an einem Winterquartier der Ringelnatter *Natrix n. natrix* (LINNAEUS 1758) im östlichen Mecklenburg-Vorpommern. – Mertensiella, Bonn, **3**: 189–198.

RÖSSLER M. (1999): Populationsökologische Untersuchungen von *Emys orbicularis* (LINNAEUS 1758) in den österreichischen Donau-Auen (Reptilia: Testudines: Emydidae). – Faunistische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden, **21** (29): 283–304.

RYKENA S. (1988): Innerartliche Differenzen bei der Eizeitigungsdauer von *Lacerta agilis*. – Mertensiella, Bonn, **1**: 41–53.

SCHREIBER E. (1912): Herpetologia europaea. – 2. Auflage, Fischer Verlag, Jena, 960 pp.

STRIJBOSCH H. (1988): Reproductive biology and conservation of the Sand Lizard. – Mertensiella, Bonn, **1**: 132–145.

TAYLOR D. & L. WINDER (1997): The use of imitation Sand Lizard to assess the accuracy of visual surveying techniques. – Herpetological Journal, London, **7**: 119–121.

TIEDEMANN F. (Hrsg.) (1990a): Lurche und Kriechtiere Wiens. – Jugend & Volk, Edition Wien, Wien.

TIEDEMANN F. (1990b): Schlingnatter, Glattnatter. *Coronella austriaca austriaca* LAURENTI, 1768. – In: TIEDEMANN F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Jugend & Volk, Edition Wien, Wien, pp. 161–165.

TEUFL H. (2002): Amphibien am Tritonwasser – Untersuchungen über die Entwicklung der Amphibienfauna am Tritonwasser seit der Fertigstellung des Gewässers (1990–1999). – In: BIOLOGIEZENTRUM DES OÖ. LANDESMUSEUMS (Hrsg.): Die Donauinsel in Wien. Aspekte zu Fauna und Flora. Denisia, Linz, **03**: 47–62

VÖLKL W. (1991): Habitatansprüche von Ringelnatter (*Natrix natrix*) und Schlingnatter (*Coronella austriaca*). Konsequenzen für Schutzkonzepte am Beispiel nordbayrischer Populationen. – Natur und Landschaft, Stuttgart, **66** (9): 444–446.

VEITH M. (1992): Forschungsbedarf im Überschneidungsbereich von Herpetologie und Naturschutz. – In: BITZ A. & M. VEITH (Hrsg.): Herpetologie in Rheinland-Pfalz – Faunistik, Schutz und Forschung. Fauna und Flora Rheinland-Pfalz, Nassau, Beiheft **6**: 147–164.

WAITZMANN M. & P. SANDMAIER (1990): Zur Verbreitung, Morphologie und Habitatwahl der Reptilien im Donautal zwischen Passau und Linz (Niederbayern, Oberösterreich). – Herpetozoa, Wien, **3** (1/2): 25–53.

WERNER F. (1897): Die Reptilien und Amphibien Österreich-Ungarns und der Occupationsländer. – Pichler's Witwe & Sohn, Wien.

WIENER A. & A. CABELA (1997): Die Ringelnatter (*Natrix natrix*) am Endelteich (Donauinsel, Wien, Österreich). – In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Linz, Stapfia **51**: 215–227.

ZUDERWIJK A., SMIT G. & H. VAN DEN BOGERT (1993): Die Anlage künstlicher Eiablageplätze: Eine einfache Möglichkeit zum Schutz der Ringelnatter (*Natrix natrix* L. 1758). – Mertensiella, Bonn, **3**: 227–234.

Anschrift der Verfasserin
und des Verfassers:

Antonia CABELA
Naturhistorisches Museum
Erste Zoologische Abteilung, Herpetologische Sammlung
Burgring 7, PF 417
A-1014 Wien
Tel. & Fax: +43/1/52177/286
E-Mail: antonia.cabela@nhm-wien.ac.at

Hans TEUFL
Syringgasse 3a/12
A-1170 Wien,
E-mail: hans.teufl@herpetofauna.at